



Environnement
Canada

Environnement
Canada

Évaluation préalable finale Approche pour le secteur pétrolier

Carburants aviation [Carburants]

Numéros de registre du Chemical Abstracts Service

64741-86-2

64741-87-3

68527-27-5

**Environnement Canada
Santé Canada**

Avril 2014

Canada

N° de cat. : En14-106/1-2014F-PDF
ISBN 978-0-660-22054-3

Le contenu de cette publication ou de ce produit peut être reproduit en tout ou en partie, et par quelque moyen que ce soit, sous réserve que la reproduction soit effectuée uniquement à des fins personnelles ou publiques mais non commerciales, sans frais ni autre permission, à moins d'avis contraire.

On demande seulement :

- de faire preuve de diligence raisonnable en assurant l'exactitude du matériel reproduit;
- d'indiquer le titre complet du matériel reproduit et l'organisation qui en est l'auteur;
- d'indiquer que la reproduction est une copie d'un document officiel publié par le gouvernement du Canada et que la reproduction n'a pas été faite en association avec le gouvernement du Canada ni avec l'appui de celui-ci.

La reproduction et la distribution à des fins commerciales est interdite, sauf avec la permission écrite de l'auteur. Pour de plus amples renseignements, veuillez communiquer avec l'informathèque d'Environnement Canada au 1-800-668-6767 (au Canada seulement) ou 819-997-2800 ou par courriel à enviroinfo@ec.gc.ca.

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par le ministre de l'environnement, 2014.

Also available in English

1 Sommaire

Les ministres de l'Environnement et de la Santé ont effectué une évaluation préalable des substances suivantes, identifiées comme étant des carburants aviation :

Carburéacteur

N ^o CAS ^a	Nom dans la LI ^b
64741-86-2	Distillats moyens (pétrole), adoucis

Essence aviation

N ^o CAS	Noms dans la LI
64741-87-3	Naphta (pétrole), adouci
68527-27-5	Naphta d'alkylation à large intervalle d'ébullition (pétrole), contenant du butane

^a Le numéro de registre du Chemical Abstracts Service (n^o CAS) est la propriété de l'American Chemical Society. Toute utilisation ou redistribution, sauf si elle sert à répondre aux exigences législatives ou si elle est nécessaire pour les rapports au gouvernement lorsque des renseignements ou des rapports sont exigés par la loi ou une politique administrative, est interdite sans l'autorisation écrite préalable de l'American Chemical Society.

^b LI (Liste intérieure).

Une attention prioritaire a été accordée à l'égard de ces carburants aviation dans le cadre de catégorisation visant la LI, car on estime qu'elles présentent le plus fort risque d'exposition ou un risque d'exposition intermédiaire pour les particuliers au Canada et que leur risque pour la santé humaine est élevé. Ces substances satisfont aux critères de catégorisation écologique relatifs à la persistance ou au potentiel de bioaccumulation et à la toxicité intrinsèque pour les organismes aquatiques. Ces substances ont été incluses dans l'Approche pour le secteur pétrolier parce qu'elles sont liées au secteur pétrolier et qu'elles sont considérées comme étant des substances de composition inconnue ou variable, des produits de réaction complexes ou des matières biologiques (UVCB).

Les carburants aviation se divisent en deux grandes catégories : les combustibles pour moteur à réaction (carburéacteurs) qui sont utilisés dans les moteurs d'avion à turbines (turboréacteurs à combustion par compression), et les essences aviation (AVGAS), utilisées dans les moteurs d'avion à allumage du type à pistons. La majorité (99 %) de la production en raffinerie est du carburéacteur. L'essence aviation est utilisée en une quantité beaucoup plus faible, représentant environ 1 % de la quantité totale de carburants aviation au Canada.

Une analyse des données des déversements canadiens des carburants aviation pour les années 2000 à 2009 indique qu'il y a en moyenne moins d'un déversement dans l'eau par année de carburéacteur pendant le chargement et le déchargement des navires, ou lors du transport par navire qui soit de taille suffisante pour être jugé nocif pour les organismes aquatiques (poissons, invertébrés, algues et phytoplancton). L'essence aviation n'est pas transportée par navire. Par conséquent, il ne devrait pas y avoir de déversement dans l'eau lors du transport. Les déversements d'essences aviation et de carburéacteur dans le sol sont susceptibles de causer des effets nocifs sur les organismes terrestres (invertébrés,

plantes) étant donné qu'environ quatre à huit déversements dans l'environnement se produisent par année, dont le volume moyen est suffisant pour être considéré nocif. Cependant, le nombre réel de déversements devrait être plus proche de la fourchette inférieure et tous les déversements ne représentent pas un volume entraînant des effets nocifs importants. Aucune cause systémique n'a été relevée pour les déversements. Cette analyse a exclu les déversements ayant lieu sur les propriétés des aéroports commerciaux ou sur les sites industriels (p. ex. raffineries, terminaux de stockage en vrac), car ce type de déversements doit faire l'objet d'un assainissement immédiat réduisant la pénétration dans l'environnement.

Compte tenu de tous les éléments de preuve contenus dans la présente évaluation préalable, ces substances présentent un faible risque d'effets nocifs sur les organismes et sur l'intégrité globale de l'environnement. On conclut donc que le carburéacteur (n° CAS 64741-86-2) et les essences aviation (n°s CAS 64741-87-3 et 68527-27-5) ne répondent pas aux critères des alinéas 64a) ou b) de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999) [LCPE (1999)], car ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité, à une concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique, ou à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie.

Un effet critique sur la santé pour la catégorisation initiale des carburants aviation était la cancérogénicité, basé principalement sur les classifications par des organismes internationaux. De plus, Santé Canada et divers organismes internationaux de réglementation ont identifié le benzène, un composant des carburants aviation, comme étant un cancérogène, et il a été ajouté à la Liste des substances toxiques de l'annexe 1 de la LCPE (1999). Puisqu'il a été déterminé que la voie d'exposition prédominante aux carburants aviation était l'inhalation, les estimations du pouvoir cancérogène de l'inhalation du benzène ont été utilisées pour caractériser le risque pour la population générale provenant des émissions par évaporation des carburants aviation.

Les essais de génotoxicité *in vitro* et *in vivo* effectués à l'aide de carburants aviation ont donné des résultats mixtes. Les résultats obtenus d'études limitées sur des animaux de laboratoire ont révélé la possibilité d'effets sur le développement à des concentrations élevées chez les souris, mais pas chez les rats.

La possibilité d'exposition de la population générale aux émissions par évaporation de carburant aviation dans les aéroports canadiens et dans les environs des installations de stockage en vrac a été évaluée. Les marges d'exposition entre les estimations de la limite supérieure d'exposition et les concentrations associées à un effet critique chez les animaux de laboratoire sont considérées comme adéquates pour tenir compte des incertitudes dans les bases de données des effets sur la santé et l'exposition concernant les effets non cancérogènes. Les marges d'exposition entre les estimations de la limite supérieure d'exposition et les estimations du potentiel cancérogène sont considérées comme adéquates pour tenir compte des incertitudes liées aux effets sur la santé et à l'exposition concernant les effets cancérogènes. Par conséquent, on conclut que le carburéacteur (n° CAS 64741-86-2) et les essences aviation (n°s CAS 64741-87-3 et

68527-27-5) ne répondent pas au critère de l'alinéa 64c) de la LCPE (1999), puisqu'ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité, à une concentration ou dans des conditions qui constituent ou peuvent constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

On conclut donc que le carburéacteur (n° CAS 64741-86-2) et les essences aviation (n°s CAS 64741-87-3 et 68527-27-5) ne satisfont à aucun des critères énoncés dans l'article 64 de la LCPE (1999).

Table des matières

1	Sommaire	i
1	Introduction	3
1.1	Groupes de substances pétrolières.....	4
2	Identité de la substance.....	6
2.1	Carburéacteurs.....	7
2.2	Essences aviation.....	8
3	Propriétés physiques et chimiques.....	9
4	Sources	10
5	Utilisations	11
6	Rejets dans l'environnement	12
6.1	Estimation des rejets.....	13
7	Devenir dans l'environnement	15
8	Persistence et potentiel de bioaccumulation	18
8.1	Persistence dans l'environnement.....	18
8.2	Potentiel de bioaccumulation	19
9	Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement.....	20
9.1	Évaluation des effets écologiques	20
9.1.1	Milieu aquatique (poissons, invertébrés, algues et phytoplancton)	20
9.1.2	Milieu terrestre.....	23
9.1.3	Choix d'une valeur critique de toxicité (VCT).....	25
9.2	Évaluation de l'exposition écologique.....	25
9.2.1	Milieu aquatique	25
9.2.2	Milieu terrestre.....	27
9.3	Caractérisation du risque écologique	29
9.4	Incertitudes dans l'évaluation des risques pour l'environnement	33
10	Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine.....	35
10.1	Évaluation de l'exposition.....	35
10.1.1	Estimations de l'exposition humaine (par inhalation).....	36

10.2	Évaluation des effets sur la santé.....	40
10.3	Caractérisation des risques pour la santé humaine.....	46
10.3.1	Exposition à court terme dans les aéroports canadiens.....	46
10.3.2	Exposition à long terme à proximité des aéroports ou des installations de stockage en vrac.....	47
10.4	Incertitudes de l'évaluation des risques pour la santé humaine.....	47
11	Conclusion.....	49
	Références.....	50
	Annexe A : Groupes de substances pétrolières.....	65
	Annexe B : Propriétés chimiques et physiques des structures représentatives pour les carburants aviation.....	66
	Annexe C : Renseignements sur la production et le transport.....	73
	Annexe D : Persistance et bioaccumulation.....	78
	Annexe E : Effets écologiques.....	81
	Annexe F : Données modélisées sur l'estimation de l'exposition.....	92
	Annexe 8 : Résumé des effets des carburants aviation sur la santé.....	95

1 Introduction

La *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE (1999)] (Canada, 1999) exige que les ministres de l'Environnement et de la Santé procèdent à une évaluation préalable des substances qui répondent aux critères de catégorisation énoncés dans la *Loi*, afin de déterminer si elles présentent ou sont susceptibles de présenter un risque pour l'environnement ou la santé humaine.

En se fondant sur l'information obtenue dans le cadre de la catégorisation, les ministres ont jugé qu'une attention prioritaire devait être accordée à un certain nombre de substances, à savoir :

- celles qui répondent à tous les critères environnementaux de la catégorisation, notamment la persistance (P), le potentiel de bioaccumulation (B) et la toxicité intrinsèque pour les organismes aquatiques (Ti), et que l'on croit être commercialisées au Canada;
- celles qui répondent aux critères de la catégorisation pour le plus fort risque d'exposition (PFRE) ou qui présentent un risque d'exposition intermédiaire (REI) et qui ont été jugées particulièrement dangereuses pour la santé humaine, compte tenu des classifications qui ont été établies par d'autres organismes nationaux ou internationaux concernant leur cancérogénicité, leur génotoxicité ou leur toxicité pour le développement ou la reproduction.

Un élément clé du Plan de gestion des produits chimiques du gouvernement du Canada est l'Approche pour le secteur pétrolier (ASP), qui prévoit l'évaluation d'environ 160 substances pétrolières méritant une attention prioritaire (les « substances pétrolières de priorité élevée »). Ces substances sont principalement liées au secteur pétrolier et sont considérées comme des substances de composition inconnue ou variable, des produits de réaction complexes ou des matières biologiques (UVCB).

Les évaluations préalables effectuées aux termes de la LCPE (1999) mettent l'accent sur les renseignements jugés essentiels pour déterminer si une substance répond aux critères de toxicité des substances chimiques au sens de l'article 64 de la *Loi*. Les évaluations préalables visent à examiner les renseignements scientifiques et à tirer des conclusions fondées sur le poids de la preuve et le principe de prudence¹.

¹ La détermination de la conformité à l'un ou plusieurs des critères énoncés à l'article 64 est basée sur une évaluation des risques potentiels pour l'environnement ou la santé humaine associés aux expositions dans l'environnement en général. Pour les humains, cela inclut, sans toutefois s'y limiter, les expositions par l'air ambiant et intérieur, l'eau potable, les produits alimentaires et l'utilisation de produits de consommation. Une conclusion établie en vertu de la LCPE (1999) sur les substances du Plan de gestion des produits chimiques n'est pas pertinente à une évaluation, qu'elle n'empêche pas non plus, par rapport aux critères de risque pour le *Règlement sur les produits contrôlés*, qui fait partie d'un cadre réglementaire pour le Système d'information sur les matières dangereuses utilisées au travail (SIMDUT) pour les produits destinés à être utilisés au travail. De même, une conclusion établie en vertu de l'article 64 de la LCPE (1999) n'empêche pas les mesures prises en application d'autres articles de la *Loi* ou d'autres lois en vigueur.

1.1 Groupes de substances pétrolières

Les substances pétrolières hautement prioritaires sont divisées en neuf (9) groupes de substances en fonction des similitudes qui existent quant à leur production, leur toxicité et leurs propriétés physicochimiques (tableau A-1, annexe A). Afin de réaliser les évaluations préalables, chaque substance pétrolière de priorité élevée a été placée dans l'une des cinq catégories (ou « classes ») suivantes, selon sa production et son utilisation au Canada :

Classe 0 : Les substances qui ne sont pas produites par le secteur pétrolier ou qui ne sont pas commercialisées.

Classe 1 : Les substances restreintes aux installations, soit des substances qui ne sont pas censées être transportées à l'extérieur des raffineries, des usines de valorisation ou des usines de traitement du gaz naturel².

Classe 2 : Les substances restreintes aux industries, c'est-à-dire les substances qui peuvent quitter une installation du secteur pétrolier et être transportées dans d'autres installations industrielles (par exemple, pour être utilisées comme matières premières, carburants ou substances de base), mais qui ne se retrouvent pas dans le marché public dans leur forme originale.

Classe 3 : Les substances principalement utilisées par les industries et par les consommateurs comme carburants.

Classe 4 : Les substances qui peuvent être présentes dans les produits de consommation courante.

Une analyse des données disponibles a permis de déterminer que 13 substances pétrolières sont des carburants qui correspondent à la définition de la classe 3 telle qu'elle est définie ci-dessus. Ces substances ont été groupées selon le type de carburant, comme suit : essence, carburant diesel, mazout n° 2, mazout n° 4, mazout n° 6, mazout résiduel et carburants aviation. Les carburants de la classe 3 font partie de trois groupes sur les neuf groupes de substances : mazouts lourds, gazoles et naphtas à faible point d'ébullition. Les carburants aviations visés par la présente évaluation font partie des groupes de gazoles et de naphtas à faible point d'ébullition.

La présente évaluation préalable porte sur trois carburants aviation portant les numéros de registre du Chemical Abstracts Service (n°s CAS) 64741-86-2, 64741-87-3 et 68527-27-5. Ces carburants aviation ont reçu la cote PFRE ou REI dans le cadre de l'exercice de catégorisation, et on leur attribue un risque de danger élevé pour la santé humaine. Ces substances répondaient aux critères environnementaux de catégorisation relatifs à la persistance, au potentiel de bioaccumulation et à la toxicité intrinsèque pour les organismes aquatiques.

L'analyse de l'exposition à l'essence aviation des gaz d'échappement provenant de la combustion de carburants n'est pas visée par la présente évaluation. L'examen de la

²Aux fins de l'évaluation préalable des substances inscrites dans l'Approche pour le secteur pétrolier, un « site » est défini comme le périmètre de la propriété où une installation est située.

mesure dans laquelle la combustion de carburant contribue à la pollution atmosphérique est évaluée dans le cadre d'autres programmes du gouvernement du Canada.

La présente évaluation préalable prend en considération les renseignements sur les propriétés chimiques, l'exposition et les effets. Les données pertinentes pour l'évaluation préalable de ces substances sont tirées de publications originales, de rapports de synthèse et d'évaluation, de rapports de recherche de parties intéressées et d'autres documents consultés au cours de recherches documentaires menées jusqu'en décembre 2011 pour la section sur l'évaluation écologique et jusqu'en septembre 2011 pour la section traitant des effets sur la santé. Les études les plus importantes ont fait l'objet d'une évaluation critique et les résultats de modélisation ont servi à éclairer les conclusions.'

La caractérisation des risques pour l'environnement tient compte des données pertinentes au comportement environnemental, à la persistance, à la bioaccumulation et à la toxicité combinées à une estimation de l'exposition des organismes non humains pouvant être touchés à partir d'importantes sources de rejets dans l'environnement. Pour prédire le comportement général dans l'environnement et établir les propriétés de substances aussi complexes comme les carburants aviation, des structures représentatives ont été choisies dans chacune des classes chimiques que contiennent ces substances. Les conclusions sur les risques pour l'environnement se basent en partie sur une estimation des concentrations dans l'environnement provenant des rejets dans l'environnement ainsi que du potentiel de ces concentrations d'avoir un effet négatif sur les organismes non humains. D'autres sources de données sur le risque environnemental ont également été prises en compte, notamment le devenir ainsi que la présence temporelle et spatiale dans l'environnement, et les propriétés dangereuses des substances. Le volet écologique de l'évaluation préalable résume les données les plus pertinentes sur le comportement et les effets dans l'environnement, sans aucune présomption quant à l'exhaustivité et au caractère critique de l'examen des données disponibles. Des modèles environnementaux et des comparaisons avec des substances pétrolières semblables ont aidé à l'évaluation.

Dans le cas de l'évaluation des risques pour la santé humaine, ces renseignements comprenaient les données utiles à l'évaluation de l'exposition de la population générale et l'information sur les dangers pour la santé. Les effets sur la santé ont été analysés à partir de données toxicologiques relatives aux carburants aviation et aux substances connexes, ainsi qu'aux composants très dangereux que l'on sait présents dans les combustibles. Les décisions concernant les risques pour la santé humaine reposaient sur la nature de l'effet critique retenu et sur la marge entre les valeurs prudentes de concentration donnant lieu à des effets et les estimations de l'exposition, en tenant compte de la confiance accordée au caractère exhaustif des bases de données sur l'exposition et les effets, et ce, dans le contexte d'une évaluation préalable. L'évaluation préalable ne constitue pas un examen exhaustif ou critique de toutes les données disponibles. Il s'agit plutôt d'un sommaire des renseignements essentiels à la base de la conclusion proposée.

La présente évaluation préalable, préparée par le personnel du Programme des substances existantes de Santé Canada et d'Environnement Canada, intègre les résultats d'autres programmes relevant de ces ministères. Les parties de la présente évaluation préalable

qui portent sur la santé humaine et l'écologie ont fait l'objet d'une étude consignée par des pairs ou d'une consultation de ces derniers. Des commentaires sur les portions techniques concernant la santé humaine ont été sollicités après d'experts scientifiques désignés et dirigés par la Toxicology Excellence for Risk Assessment (TERA), notamment Michael Jayjock, Ph. D. (The LifeLine Group), Darrell McCant, Ph. D. (Texas Center for Environmental Quality [TCEQ]); le Dr Mark Whitten (professeur de pédiatrie à la retraite, University of Arizona College of Medicine) et Errol Zeiger, Ph. D. (Errol Zeiger Consulting). Bien que les commentaires externes aient été pris en considération, Santé Canada et Environnement Canada assument la responsabilité du contenu final et des résultats de l'évaluation préalable.

Les principales données et les considérations à la base de la présente évaluation préalable sont résumées ci-après.

2 Identité de la substance

Aux fins du présent document, les trois n^{os} CAS seront collectivement appelés « carburants aviation ».

Les carburants aviation se divisent en deux grandes catégories : les combustibles pour moteur à réaction (carburéacteurs) qui sont utilisés dans les moteurs d'avion à turbines (turboréacteurs à combustion par compression), et les essences aviation (AVGAS), utilisées dans les moteurs d'avion à allumage du type à pistons.

La substance portant le n^o CAS 64741-86-2 (Distillats moyens (pétrole), adoucis) fait référence à un mélange d'hydrocarbures renfermant de 9 à 20 atomes de carbone et dont les plages d'ébullition vont de 150 à 345 °C, produit par un adoucissement de distillats de pétrole pour convertir les thiols indésirables ou éliminer les impuretés acides.

La substance portant le n^o CAS 64741-87-3 (Naphta [pétrole], adouci) fait référence au naphta (pétrole) renfermant de 4 à 12 atomes de carbone et dont les plages d'ébullition vont de 10 à 230 °C, soumis à un processus d'adoucisement pour convertir les thiols indésirables ou éliminer les impuretés acides.

La substance portant le n^o CAS 68527-27-5 (Naphta à large intervalle d'ébullition contenant du butane [pétrole], alkylation) fait référence à un mélange d'hydrocarbures renfermant de 7 à 12 atomes de carbone et dont les plages d'ébullition vont de 35 à 200 °C, obtenu par distillation des produits de réaction de l'isobutène ayant surtout des hydrocarbures mono-oléfiniques.

Ces substances UVCB sont des combinaisons complexes de molécules d'hydrocarbure, d'origine naturelle ou résultant de réactions chimiques et de processus qui ont lieu pendant le procédé de valorisation et de raffinage. Étant donné leurs compositions

complexes et variables, dans la pratique, elles ne pourraient pas se former par la simple combinaison de composants individuels.

2.1 Carburéacteurs

Les carburéacteurs (dont fait partie la substance portant le n° CAS 64741-86-2) comprennent principalement des hydrocarbures aliphatiques renfermant de 9 à 16 atomes de carbone (Tharby, 2010). Ces carburéacteurs portent deux noms principaux dans l'aviation civile, Jet A et Jet A-1, lesquels sont fabriqués à partir des mêmes matières de base, mais dont les additifs varient. Leur principale différence a trait au point de congélation, qui s'établit à -40 °C pour le Jet A, et à -47 °C pour le Jet A-1 (Tharby, 2010). Les carburants Jet Propellant-5 (JP-5) et JP-8 sont des carburéacteurs de qualité militaire (Tharby, 2010). Cependant, étant donné la rareté des données disponibles sur ce carburéacteur (n° CAS 64741-86-2), une technique de lecture croisée avec les substances Jet A, Jet A-1, JP-5 et JP-8 a été utilisée dans le cadre de la présente évaluation. De plus, la technique de lecture croisée s'étendait au kérosène et au carburant diesel, en raison des points d'ébullition et des nombres d'atomes de carbone semblables.

Les carburéacteurs contiennent des *n*-alcane à chaîne droite, des isoalcane à chaîne ramifiée, des cycloalcane, des substances aromatiques monocycliques (composés benzéniques alkylés) et d'infimes quantités de substances aromatiques bicycliques (naphthalène et biphenyle). De façon générale, les proportions sont les suivantes : de 25 à 30 % environ d'*n*-alcane et d'isoalcane, 25 % de cycloalcane et de 15 à 20 % de substances aromatiques (Tharby, 2010). Il importe de souligner que les proportions réelles de chacun des types d'hydrocarbure peuvent varier selon le type d'huile brute et les méthodes utilisées pour la transformation secondaire (Tharby, 2010). La composition détaillée des carburéacteurs (Jet A, Jet A-1 et JP-8) est présentée au tableau 2-1. À noter que l'Office des normes générales du Canada (OGNC, 2009) limite à 25 % la teneur en substances aromatiques. Le kérosène, une substance utilisée pour la lecture croisée des carburants aviation, a une composition de base d'au moins 70 % d'alcane et de cycloalcane, de 25 % ou plus d'hydrocarbures aromatiques et de moins de 5 % d'alcène (USEPA, 2011).

Tableau 1-1. Teneur en hydrocarbures des carburéacteurs Jet A, Jet A-1 et JP-8 (Tharby, 2010; CRC, 2006)

Type d'hydrocarbures	Volume (%)	
	Jet A et Jet A-1 (Tharby, 2010; CRC, 2006)	JP-8 (ATSDR, 2005)
<i>n</i> et isoalcane	58,8	71,4
Substances monoaromatiques	13,3	13,0
Monocycloalcane alkylés	10,9	8,1
Dicycloalcane	9,3	-
Cycloalcane monoaromatiques ^a	4,9	4,14

Naphtalènes alkylés	1,6	3,49
Tricycloalkanes	1,1	-
Naphthalène	0,1	-

^a Précisément hydriindène (Indane) et tétrahydronaphthalène (Tétraline).

2.2 Essences aviation

Les essences aviation (n^{os} CAS 64741-87-3 et 68527-27-5) sont à base d'essence. La composition générale des essences aviation est présentée au tableau 2-2. Elles sont composées d'un alkylat léger (alcane à chaîne ramifiée comportant de C₇ à C₁₀), d'un isomérat (isoalcane) et d'autres substances aromatiques à des concentrations plus faibles, comme le benzène, le toluène, l'éthylbenzène et les xylènes (BTEX). Elles contiennent également des agents antidétonants, principalement sous la forme de plomb tétraéthyle (Tharby, 2010). Les effets possibles sur la santé et l'environnement d'additifs précis, incluant le plomb et ses composés, ne sont pas examinés dans le présent rapport et peuvent être pris en compte dans le cadre de différents programmes au sein du gouvernement du Canada. L'essence au plomb dans le secteur de l'aviation bénéficie d'une exemption continue en vertu du *Règlement sur la concentration de plomb et de phosphore dans l'essence* (Canada, 1990). Le gouvernement du Canada n'entend pas, à l'heure actuelle, modifier l'exemption relative à l'essence au plomb utilisée dans les avions tant qu'un carburant adéquat visant à remplacer le plomb tétraéthyle utilisé dans l'essence aviation ne sera pas disponible et qu'il n'aura pas été certifié que les avions et leurs moteurs peuvent l'utiliser (Canada, 2008). On sait que l'essence aviation est composée de mélanges d'hydrocarbures raffinés dérivés du pétrole brut, d'essence naturelle ou de mélanges des composants susmentionnés (ASTM, D910). L'industrie du raffinage n'utilise pas toujours les n^{os} CAS pour désigner les classes de produits, mais la dénomination des substances composant les mélanges, selon les exigences fonctionnelles en vigueur. Par conséquent, plusieurs des classes parmi celles qui sont énumérées auparavant peuvent être mélangées par souci de conformité aux exigences relatives aux produits. Par ailleurs, étant donné la rareté des données à l'égard des deux types d'essences aviation visées par la présente évaluation, une technique de lecture croisée avec l'essence a été appliquée (similaire eu égard au point d'ébullition et au nombre d'atomes de carbone). Les principales différences entre l'essence et l'essence aviation ont trait aux teneurs en alcanes et en alcènes.

Tableau 2-2. Composition de l'essence aviation (Avgas 100LL) utilisée au Canada (Tharby, 2010; Chevron, 2008; L'Impériale, 2013)

Nom de la substance	Composition selon le poids (plage)
Naphta léger, alkylation ^a	70-100 %
Naphta d'isomérisation (isopentane/isomérat)	0-10 %
Toluène	0-30 %
benzène	0-1 %
Plomb tétraéthyle	< 0,53 g/L

^a Cette substance est susceptible d'être un mélange d'hydrocarbures, composés principalement d'alcane à chaîne ramifiée renfermant de 7 à 10 atomes de carbone et dont les plages d'ébullition vont de 90 à 160 °C (CONCAWE, 1992; Tharby, 2010).

3 Propriétés physiques et chimiques

La composition ainsi que les propriétés physiques et chimiques des carburants aviation dépendent du type de moteur pour lesquels ils sont conçus (moteur à turboréaction ou à pistons). Les propriétés physiques et chimiques des carburants aviation sont présentées au tableau 3-1.

Tableau 3-1. Propriétés physiques et chimiques des carburants aviation

Propriété	Valeur (substance)	Température (°C)	Références
Point d'ébullition (°C)	10 à 230 (n° CAS 64741-87-3) 35 à 200 (n° CAS 68527-27-5) 150 à 345 (n° CAS 64741-86-2)	-	Commission européenne c2000a, c2000b, c2000c
Pression de vapeur (Pa)	300 à 3 500 (JP-5/JP-8) > 1 000 (Jet A/Jet A-1)	21 37,8	API, 2003a
Constante de la loi d'Henry (Pa m ³ /mol)	2,8-4,6 × 10 ⁶	-	EPI Suite, 2008
Log K _{oc} ^a (coefficient de partage octanol-eau) (sans dimension)	3,3 – > 6	-	API, 2003a
Hydrosolubilité (mg/L)	4,8–57	20	API, 2003a
Densité (g/mL)	0,78–0,84 (carburacteur) 0,71–0,73 (essence aviation)	-	CONCAWE 1995; Exxon Mobil, 2008 ^b Environnement Canada c2001

^a Données modélisées.

^b Selon l'analyse de l'Office des normes générales du Canada des carburants Jet A et A-1 en 2005.

Des structures représentatives de chaque classe chimique dans ces substances ont été choisies pour prévoir le comportement général de cette substance pétrolière complexe dans l'environnement (tableau B-1 à l'annexe B). Au total, 24 structures ont été retenues, conformément aux suggestions de Tharby (2010) dans certains cas. Le choix des structures représentatives ne tient pas compte des proportions de la substance, mais plutôt

de la nature de ses composants. Des structures représentatives ont été choisies pour les alcanes, les isoalcanes, les cycloalcanes aromatiques et les substances aromatiques. Les données physiques et chimiques ont été tirées de divers ouvrages scientifiques et de modélisations avec EPI Suite 2008. Les résultats sont regroupés au tableau B-1 (annexe B).

Alors que le tableau B-1 (annexe B) fournit des données relatives aux propriétés physiques et chimiques des structures individuelles, il convient de noter que certaines de ces propriétés varieront lorsque les substances sont présentes dans un mélange, comme les carburants aviation. La pression de vapeur des composants d'un mélange sera inférieure à leurs pressions de vapeur individuelles en raison de la loi de Raoult (la pression de vapeur totale du mélange idéal est proportionnelle à la somme des pressions de vapeur des fractions molaires de chaque composant individuel). Tout comme la loi de Raoult, la solubilité dans l'eau des composants d'un mélange est inférieure aux valeurs individuelles (Banerjee, 1984). Parallèlement, les composants qui sont normalement solides dans des conditions environnementales peuvent néanmoins avoir des valeurs de fusion inférieures (et par conséquent, se trouver à l'état liquide) ainsi qu'une pression de vapeur et une solubilité dans l'eau accrues (Banerjee, 1984) lorsqu'ils font partie d'un mélange. Ceci n'est pas reflété dans le tableau B-1).

L'hydrosolubilité des structures représentatives des carburants aviation va d'extrêmement faible ($2,7 \times 10^{-5}$ mg/L) à élevée (1 790 mg/L) pour ce qui est des substances monoaromatiques (tableau B-1 à l'annexe B). Les composants les plus susceptibles de subsister dans l'eau sont les plus petites structures de chaque groupe chimique. Les plus grandes structures de chaque groupe attirent les sédiments en raison de leur faible solubilité dans l'eau et de leurs valeurs du coefficient de partage octanol-eau ($\log K_{ow}$) et du coefficient de partage carbone organique-eau ($\log K_{oc}$), qui vont de modérées à élevées.

Selon les valeurs expérimentales de la base de données EPI Suite (version 2008), la pression de vapeur des structures représentatives va de faible (0,03 Pa) à très élevée ($2,8 \times 10^4$ Pa) et, en général, elle baisse de façon inversement proportionnelle à la masse moléculaire (tableau B-1 à l'annexe B). Il s'ensuit que les pertes dans le sol et l'eau seront probablement étendues, et que l'atmosphère sera le dernier et le plus fréquent milieu récepteur de la plupart des composants des carburants aviation.

4 Sources

Les carburants aviation sont produits par les raffineries du Canada, mais une certaine partie est importée. Selon Statistique Canada (2012) et la base de données du Système national de la gestion des renseignements reliés à l'application de la loi (NEMISIS) d'Environnement Canada (Environnement Canada, 2011), ces substances sont utilisées, produites et transportées d'un lieu à l'autre partout au pays.

Les volumes de carburants aviation produits au Canada en 2011, y compris les importations et les exportations, ont été obtenus des rapports de Statistique Canada sur l'approvisionnement et l'utilisation de divers carburants au Canada (Statistique Canada, 2012; tableau C-1 à l'annexe C). Bien qu'aucune information n'ait été relevée qui concerne précisément les trois n^{os} CAS visés par la présente évaluation, Statistique Canada ventile les données relatives à l'essence aviation et au carburéacteur. En 2011, la production totale de carburants aviation (essence et carburéacteur) s'établissait à 3 918 millions de litres. Les raffineries ont surtout produit du carburéacteur (99 %). L'utilisation de l'essence aviation est infime par rapport à celle du carburéacteur (à peine 1 % de l'utilisation totale de carburants aviation au Canada). On constate une proportion similaire aux États-Unis, où l'utilisation de l'essence aviation est en recul depuis 1983 (EIA, 2010). En 2011, le Canada n'a pas importé d'essence aviation, mais il en a exporté 8,4 millions de litres. En comparaison, 2 218 millions de litres de carburéacteur ont été importés et quelque 308 millions de litres ont été exportés (tableau C-1 à l'annexe C).

5 Utilisations

Ces trois substances sont mises sur le marché en tant que carburants aviation ou elles sont des composants de mélange utilisés dans les raffineries pour produire des produits ayant des n^{os} CAS différents (Environnement Canada, 2008). Des données sur l'utilisation de l'essence aviation et des carburéacteurs en 2008 figurent au tableau C-2 de l'annexe C (Statistique Canada, 2009).

Le carburéacteur (n^o CAS 64741-86-2) est utilisé dans les moteurs à turbines; la manutention se fait principalement dans les aéroports ou les bases militaires après le transport depuis les raffineries (tableau C-2 à l'annexe C). Les raffineries canadiennes déclarent que la substance portant ce n^o CAS est vendue comme carburéacteur (Environnement Canada, 2008). Elle est également utilisée par l'administration publique (p. ex. corps policiers, Garde côtière, etc.) et d'autres organismes (par exemple, ceux qui opèrent des jets privés).

Les essences aviation (n^{os} CAS 64741-87-3 et 68527-27-5) sont utilisées dans les moteurs à pistons, principalement par des transporteurs aériens canadiens et des organismes commerciaux ou autres (tableau C-2 à l'annexe C). Parmi les transporteurs canadiens qui utilisent de l'essence aviation se trouvent ceux qui transportent des passagers et du fret dans les régions du Nord et de l'Arctique, les petites sociétés d'avions-taxis et les services publics (p. ex. corps policiers). Des utilisateurs privés tels les aéroclubs (pilotes privés), les propriétaires d'avions d'entreprise et de petits frétiers (Tharby, 2010) utilisent également l'essence aviation.

6 Rejets dans l'environnement

Des carburants aviation peuvent être rejetés dans l'environnement lors d'activités de production, de transport et d'entreposage, ainsi que pendant des opérations d'avitaillement ou encore, pendant que les moteurs à turbines ou à pistons tournent.

Les carburants aviation résultent des distillats des colonnes de distillation dans les raffineries. Par conséquent, le rejet contrôlé de carburant aviation peut se produire aux soupapes de surpression, aux vannes d'aération et aux vannes de vidange de la tuyauterie ou de l'équipement (p. ex., les réservoirs) entourant cet équipement de distillation. Dans des conditions normales d'exploitation, tout rejet de carburant aviation serait contenu dans un système fermé, en conformité des procédures établies, et retourné à l'installation de traitement ou envoyé à la station d'épuration des eaux usées. Dans les deux cas, on ne prévoit aucune exposition de la population générale ou de l'environnement à ces substances.

Des rejets involontaires (déversements et fuites) de carburants aviation peuvent se produire aux installations de production. La législation couvre les rejets de carburants aviation et comprend des exigences provinciales et territoriales pour prévenir et gérer les rejets involontaires des substances et des charges pétrolières dans une installation au moyen de permis d'exploitation (SENES, 2009). Ces mesures de contrôle comprennent la sélection du matériel approprié durant l'établissement et la conception des procédés; des inspections et des entretiens réguliers des réservoirs de stockage, des canalisations et des autres équipements liés aux procédés; la mise en place de mesures de détection et de colmatage des fuites, ou d'autres programmes équivalents; l'utilisation de toits flottants dans les réservoirs hors sol afin de réduire la zone gazeuse interne ainsi que la plus faible utilisation possible des réservoirs souterrains, qui peuvent donner lieu à des fuites ou déversements non détectés (SENES, 2009).

À l'échelle fédérale, on traite des rejets involontaires de certaines substances pétrolières dans l'eau provenant des installations, dans le cadre du *Règlement sur les effluents liquides des raffineries de pétrole* et des lignes directrices établies en vertu de la *Loi sur les pêches* (Canada, 2010). De plus, la législation actuelle sur la santé et la sécurité au travail prévoit des mesures pour minimiser l'exposition professionnelle des employés. Certaines de ces mesures visent également à limiter les rejets involontaires (CanLII, 2001). Des mesures non réglementaires (p. ex. les lignes directrices, les pratiques exemplaires) sont également prises dans les installations du secteur pétrolier pour réduire les rejets involontaires. Les émissions de gaz d'évaporation de carburant aviation ne devraient pas constituer une proportion importante des émissions globales sur site provenant des installations de production. Par conséquent, les rejets sur place ne devraient pas être une source d'exposition importante.

Les carburants aviation peuvent être stockés en vrac avant le transport vers les quais d'exportation ou vers le marché. L'exposition potentielle aux rejets par évaporation des carburants aviation stockés en vrac est prise en compte dans la partie de la présente évaluation portant sur la santé humaine.

Les carburants aviation sont transportés depuis les raffineries jusqu'aux secteurs énumérés au tableau C-2 (à l'annexe C). Le carburéacteur peut être transporté par navire, train ou oléoduc, alors que les essences aviation sont toujours acheminées par voie ferrée ou par camion (Tharby, 2010). En général, le transport est réparti en trois procédures d'exploitation : le chargement, le transport et le déchargement. Le chargement et le déchargement des carburants aviations ont généralement lieu à des endroits où l'accès est limité au grand public, comme les terminaux vraquiers et les quais.

La manutention des carburants aviation dans les installations pétrolières aux fins de transport est réglementée à l'échelle fédérale et provinciale, avec une législation axée sur les activités de chargement et de déchargement (SENES, 2009). Collectivement, ces lois établissent les exigences en matière de maniement sécuritaire des substances pétrolières, et sont destinées à réduire ou à prévenir les rejets potentiels pendant le chargement, le transport et le déchargement (SENES, 2009).

Les rejets liés au transport ou au nettoyage des récipients de transport ne sont pas pris en considération dans cette évaluation préalable, car les réservoirs ou les contenants utilisés pour le transfert de substances pétrolières sont souvent des récipients réservés à cette fin; le lavage ou le nettoyage n'est donc pas requis de manière régulière (USEPA, 2008a). Le nettoyage des installations doit répondre aux normes de rejet locales et provinciales en termes de traitement des eaux ménagères.

6.1 Estimation des rejets

La base de données NEMISIS d'Environnement Canada (Environnement Canada, 2011) a été utilisée pour évaluer la fréquence générale et le volume des rejets de carburants aviation. Elle fournit des données nationales sur les rejets de substances concernant ou touchant un ministère ou un organisme fédéral, une installation gouvernementale fédérale ou des terres autochtones; ou des rejets qui enfreignent la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* ou la *Loi sur les pêches*; sur les rejets qui ont une incidence sur les poissons, les oiseaux migratoires ou les espèces à risque, ou encore sur les frontières interprovinciales ou internationales; et les rejets provenant des navires. Les autres déversements peuvent être déclarés dans le NEMISIS, mais aucune loi n'oblige à le faire. De plus, les données sur les déversements ajoutées dans NEMISIS peuvent varier en fonction des exigences de déclaration de chaque province, comme les seuils de déclaration des quantités de déversement.

Les déversements dus à l'écrasement d'un aéronef, à une collision, à la glace ou au givre, aux conditions routières, à l'affaissement du sol ou à des actes de vandalisme n'ont pas été pris en compte dans l'analyse. Les données restantes sur les déversements ont documenté 825 déversements de carburant aviation entre 2000 et 2009 (tableau C-3 à l'annexe C; Environnement Canada, 2011). Selon les déclarations, environ 1,57 million de litres de carburant aviation auraient été déversés (tableau C-3 à l'annexe C); cependant, 8 % des rapports ne précisent pas le volume estimé des rejets dans l'environnement. Afin de tenir

compte des rejets déclarés sans volumes associés, le volume rejeté a été extrapolé afin d'estimer le volume total rejeté, en supposant que la distribution statistique des volumes déclarés rejetés était représentatif de tous les rejets. Selon cette estimation, le volume des déversements de carburant aviation a été établi à environ 1,69 million de litres pour une période de 10 ans (tableau C-3 à l'annexe C). Le volume moyen des déversements déclarés était d'environ 2 060 litres. Les provinces ayant déclaré les plus forts volumes de déversements de carburant aviation sont le Québec, Terre-Neuve-et-Labrador et l'Ontario. Il faut toutefois souligner que certaines provinces participent à la collecte nationale de données depuis 2005 seulement, ce qui permet d'affirmer que les données antérieures sont probablement incomplètes (tableau C-4 à l'annexe C). Par conséquent, l'estimation du volume total des déversements doit être considérée comme étant en deçà de la réalité.

Comme la base de données NEMISIS contient uniquement la catégorie générique « carburant aviation », les volumes des déversements ont été établis proportionnellement pour les catégories carburéacteur et essence aviation. D'après les statistiques sur la production en raffinerie en 2011 (Statistique Canada, 2012; tableau C-1 de l'annexe C), le volume de carburant aviation produit se répartit ainsi : 99 % de carburéacteur et 1 % d'essence aviation. Les volumes estimés de rejets et le nombre de déversements ajustés proportionnellement sont donnés au tableau 6-1.

Tableau 6-1. Nombres et volumes totaux estimés des rejets d'essence aviation et de carburéacteur selon les volumes totaux de déversements déclarés dans la base de données NEMISIS de 2000 à 2009 au Canada (Environnement Canada, 2011.)^{a,b}

Essence aviation

Milieu concerné	Volume total des déversements (L)	Nombre de déversements déclarés
Terre	9 666	4
Eau douce	1 521	< 1
Milieu marin	607	1

^a Ne comprend pas les déversements dus à l'écrasement d'un aéronef, à une collision, à la glace ou au givre, aux conditions routières, à l'affaissement du sol ou à des actes de vandalisme.

^b Les données ont été ajustées proportionnellement selon les statistiques sur la production en raffinerie pour 2011 (Statistique Canada, 2012); 99% des carburants produits par les raffineries sont du carburéacteur et 1 % de l'essence aviation.

Divers milieux environnementaux ont été déclarés comme étant des récepteurs des déversements de carburant aviation (tableau C-5 à l'annexe C; Environnement Canada, 2011). Les déversements se sont produits en grande partie dans le sol (68,8 %) et, en moindre proportion, dans l'air (15,8 %), l'eau salée (10,2 %) et l'eau douce (5,2 %). En moyenne, le nombre annuel estimé de déversements de carburant aviation s'établit à 45 dans le sol, à 7 dans l'eau salée et à 3 dans l'eau douce.

Bien que le volume annuel total des déversements soit élevé, les statistiques dénotent un modèle répétitif de petites quantités de carburant aviation rejetées dans l'environnement, ponctué de rares déversements plus importants provenant surtout des trains et des installations de stockage (tableau C-3 à l'annexe C). La base de données NEMISIS

contient de l'information sur les sources, les causes et les raisons de nombreux rejets de carburants aviation (tableaux C-6a, C-6b et C-6c de l'annexe C).

Une analyse plus précise de la fréquence et du volume par rapport à l'importance écologique des déversements dans le sol est présentée dans la section portant sur l'évaluation de l'exposition écologique.

7 Devenir dans l'environnement

Lorsque des substances pétrolières sont rejetées dans l'environnement, quatre processus de devenir importants surviendront : dissolution dans l'eau, volatilisation, biodégradation et adsorption. Ces processus entraîneront des changements dans la composition de ces substances UVCB. Dans le cas de déversements dans le sol ou les surfaces d'eau, la photodégradation, un autre processus de devenir, peut également être importante.

Tel qu'il a été mentionné précédemment, la solubilité et la pression de vapeur des composants dans un mélange varieront par rapport au composant seul. Ces interactions sont complexes pour les substances de composition inconnue ou variable, produits de réactions complexes ou matières biologiques, comme les hydrocarbures pétroliers.

Chacun des processus de devenir a des répercussions différentes sur les familles d'hydrocarbures. Les substances aromatiques tendent à être plus hydrosolubles que les substances aliphatiques ayant le même nombre d'atomes de carbone, alors que les substances aliphatiques tendent à être plus volatiles (Potter et Simmons, 1998). Par conséquent, lorsqu'un mélange pétrolier est rejeté dans l'environnement, il est probable que les contaminants principaux de l'eau soient des composés aromatiques et que les composés aliphatiques soient les contaminants principaux dans l'air (Potter et Simmons, 1998). La tendance relative à la volatilité par classe de composant est comme suit : alcènes = alcanes > composés aromatiques = cycloalcanes. Les composants les plus solubles et les plus volatils ont la plus faible masse moléculaire; il y a donc un passage général à des composants à masses moléculaires plus élevées dans les matières résiduelles.

Il y a presque toujours biodégradation lorsque des mélanges pétroliers sont rejetés dans l'environnement. Il a été largement démontré que presque tous les sols et sédiments ont des populations de bactéries et d'autres organismes qui peuvent dégrader des hydrocarbures pétroliers (Pancirov et Brown, 1975). La dégradation se produit en présence et en l'absence de l'oxygène. Deux facteurs clés qui déterminent les taux de dégradation sont l'alimentation en oxygène et la structure moléculaire. En général, la dégradation est plus rapide dans des conditions aérobies. Les tendances à la baisse dans les taux de dégradation selon la structure sont (Potter et Simmons, 1998) :

- (1) *n*-alcanes (particulièrement ceux ayant de 10 à 25 atomes de carbone sont facilement dégradés);
- (2) isoalcanes;
- (3) alcènes;

- (4) benzène, toluène, éthylbenzène, xylènes (BTEX) (lorsque ces substances sont présentes dans des concentrations qui ne sont pas toxiques pour les micro-organismes);
- (5) substances monoaromatiques;
- (6) hydrocarbures aromatiques polynucléaires (polycycliques) (HAP);
- (7) cycloalcanes à masse moléculaire plus élevée (qui peuvent se dégrader très lentement (Pancirov et Brown, 1975)).

Ces trois processus de météorisation (dissolution dans l'eau, volatilisation et biodégradation) donnent habituellement lieu à l'appauvrissement des composés les plus facilement solubles, volatils et dégradables et à l'accumulation des composés qui résistent le plus à ces processus dans les résidus.

En raison de l'interaction complexe des composants dans un mélange qui a une incidence sur leurs propriétés chimiques et physiques ainsi que sur leur comportement, il est difficile de prédire le devenir d'un mélange complexe. Par conséquent, comme un indicateur général du devenir des carburants aviation, les propriétés chimiques et physiques des structures représentatives des carburants aviation (tableau B-1 de l'annexe B) ont été examinées.

Selon les propriétés chimiques et physiques des structures représentatives des carburants aviation, la majorité des composants devrait se répartir dans l'air.

Les composants ayant de 6 à 15 atomes de carbone ont un point d'ébullition allant de 60 °C à 338 °C. Chacun des composants des carburants aviation se caractérise par une solubilité faible à élevée dans l'eau ($< 0,001$ à $1\,790$ mg/L), une pression de vapeur faible à élevée ($0,007$ à $1,3 \times 10^4$ Pa), une constante de la loi de Henry faible ($2,8$ à $4,6 \times 10^6$ Pa·m³/mol), une valeur faible à modérée de $\log K_{oc}$ ($2,1$ à $7,7$) et une valeur faible à modérée de $\log K_{cc}$ ($1,8$ à $7,7$) (tableau B-1 de l'annexe B).

La majorité des composants plus légers (ayant de 6 à 9 atomes) sont très volatils, avec des pressions de vapeur allant de 320 à $2,8 \times 10^4$ Pa, et devraient rester dans l'air. Les alcanes, les cycloalcanes et les aromatiques alkylés monocycliques et bicycliques plus gros (12 atomes de carbone) sont modérément volatils et ont des pressions de vapeur se situant entre $0,009$ et 165 Pa, et devraient se répartir hors de l'air. En raison de ces pressions de vapeur élevées, s'ils sont rejetés dans l'air, l'essence aviation et la plupart des composants du carburéacteur devraient rester dans l'air.

Les carburants aviation étant moins denses que l'eau ($0,75$ à $0,85$ g/mL; CONCAWE, 1995), leurs rejets remontent à la surface pour y former des nappes. En raison de leurs pressions de vapeur et de leurs constantes de la loi d'Henry élevées, il est fort probable que la plupart des composants se volatiliseront même si certains d'entre eux ont des solubilités dans l'eau ou des $\log K_{cc}$ appréciables. Par exemple, les *n*-alcanes se répartiront principalement dans l'air plutôt que dans les sédiments malgré leur $\log K_{cc}$ élevé. Il pourrait néanmoins s'absorber sur les sédiments s'ils entrent en contact avec des sédiments ou de la matière particulaire. Par ailleurs, les isoalcanes, les cycloalcanes

monocycliques et bicycliques, les substances aromatiques monocycliques et bicycliques, les cycloalcanes monoaromatiques et diaromatiques se répartiront principalement dans l'air. Ils pourraient néanmoins se répartir dans l'eau selon leurs solubilités dans l'eau. Il est fort probable que les structures aromatiques, avec leurs pressions de vapeur faibles et leurs solubilités dans l'eau élevées, restent dans l'eau. Les isoalcanes et les polycycloalcanes ayant 12 atomes de carbone, en plus des structures plus lourdes (qui renferment plus de 15 atomes de carbone), se répartissent dans les sédiments s'ils sont rejetés dans l'eau. Par conséquent, lorsque l'essence aviation et les composants plus légers ($< C_{12}$) des carburéacteurs sont rejetés dans l'eau, ils devraient principalement se répartir dans l'air, avec la répartition de certains composants dans l'eau et les sédiments. Les composants plus lourds ($> C_{12}$) des carburéacteurs se répartiront principalement dans les sédiments.

S'ils sont seulement rejetés dans le sol, la plupart des composants plus lourds devraient rester dans le sol, avec les alcanes, les isoalcanes, les cycloalcanes monocycliques et autres. Les composants plus légers ($< C_{10}$) se répartiront dans l'air selon leurs constantes de la loi d'Henry élevées.

Les données empiriques sur la dégradation (devenir de l'essence) sont disponibles et peuvent être utilisées comme des données déduites à partir d'analogues pour l'essence aviation. Solano-Serena *et al.*, (1999) ont trouvé que, en culture liquide sur microflore des boues activées extraites d'eaux usées urbaines, 74 % de l'essence s'était dégradée en moins de 40 heures, et 94 % en moins de 25 jours. L'essence se dégrade également à des taux différents dans différents sols, avec un taux de dégradation ultime variant de 89 % dans le sol des forêts d'épinette à 96 % dans les boues activées dans un délai de 28 jours (Marchal *et al.*, 2003).

Eu égard au carburéacteur (n° CAS 64741-86-2), on a utilisé une technique de lecture croisée avec le diesel, en raison de ses similitudes pour ce qui est des plages d'ébullition et du nombre d'atomes de carbone. Les valeurs expérimentales concernant la biodégradation de diverses classes de composants entrant dans la fabrication des carburants diesel ont été prises en compte (Penet *et al.*, 2004) (tableau D-2 à l'annexe D). Ces données indiquent que le carburant diesel, et par conséquent, les carburéacteurs, se dégrade rapidement une fois rejeté dans l'environnement.

Lorsque de grandes quantités d'un mélange d'hydrocarbures pénètrent le sol, la matière organique du sol et d'autres sites d'absorption dans le sol sont entièrement saturés, les hydrocarbures commencent à former une phase séparée (liquide en phase non aqueuse ou liquide non aqueux) dans le sol. À des concentrations inférieures à la capacité de rétention des hydrocarbures dans le sol, le NFPE sera immobile (Arthurs *et al.*, 1995); c'est ce que l'on appelle un liquide non aqueux résiduel (Brost et DeVaul, 2000). Au-dessus de la capacité de rétention, le liquide non aqueux devient mobile et se déplacera dans le sol (Arthurs *et al.*, 1995; Brost et DeVaul, 2000).

8 Persistance et potentiel de bioaccumulation

En raison de la nature complexe des substances pétrolières comme les carburants aviation, le potentiel de persistance et de bioaccumulation des composants de ces substances a été caractérisé selon des données empiriques ou modélisées pour une série de structures d'hydrocarbures pétroliers.

8.1 Persistance dans l'environnement

La persistance a été caractérisée selon des données empiriques ou modélisées pour une série de structures d'hydrocarbures pétroliers qui devraient se produire dans les substances pétrolières.

Les résultats du modèle et la pondération des données sont consignés dans les documents à l'appui sur la persistance et la bioaccumulation des substances pétrolières (Environnement Canada, 2014). Ces données sont résumées dans le tableau D-3 (annexe D).

Quant aux essences aviation (n^{os} CAS 64741-87-3 et 68527-27-5), on a utilisé une technique de lecture croisée avec l'essence, choisie en raison de ses similitudes pour ce qui est du nombre d'atomes de carbones et des plages d'ébullition. Les valeurs expérimentales des demi-vies aérobies dans l'eau de certains hydrocarbures composant l'essence formulée sont données au tableau D-1 (annexe D). Les demi-vies médianes et moyennes dans l'eau sont inférieures à 182 jours (Prince *et al.*, 2007a). Prince *et al.*, (2007a) ont également établi à cinq jours la demi-vie médiane de l'essence dans l'eau salée, stagnante et d'égout, sans tenir compte de la volatilisation. De plus, toutes les fractions décelables d'essence se sont dégradées en moins de 57 jours, la vitesse de dégradation étant variable, d'un composant à l'autre (Prince *et al.*, 2007a). On considère que l'essence était intrinsèquement biodégradable en raison des hydrocarbures qu'elle contient (CONCAWE, 2001).

Les demi-vies empiriques et modélisées dans l'atmosphère pour de nombreux composants des essences aviations durent moins de deux jours (Environnement Canada, 2014). Toutefois, certains composants, comme les *n*-alcane ayant de quatre à six atomes de carbone, les isoalcane et les substances monoaromatiques ayant de six à huit atomes de carbone, peuvent avoir des demi-vies plus longues que deux jours et peuvent donc parcourir des distances considérables à partir de la source. En outre, les HAP tricycliques sont sujets au transport à grande distance vers des régions éloignées en raison de la sorption aux matières particulaires (Environnement Canada, 2014).

Compte tenu de la biodégradation dans l'eau, le sol et les sédiments, les composants suivants devraient avoir des demi-vies de plus de six mois dans l'eau et les sols et supérieures ou égales à 365 jours dans les sédiments : cycloalcane bicycliques de 15 à 20 atomes de carbone, C₁₈ polycycloalcane de 18 atomes de carbone, substances aromatiques monocycliques de 12 atomes de carbone, cycloalcane monoaromatiques

de 9 à 20 atomes de carbone, substances diaromatiques de 10 à 20 atomes de carbone, cycloalcanes diaromatiques de 12 atomes de carbone, et HAP tricycliques de 14 atomes de carbone. Les alcènes de cinq atomes de carbone, les dicycloalcanes d'au moins neuf atomes de carbone, les polycycloalcanes de 14 atomes de carbone, et en général, les substances aromatiques monocycliques d'au moins neuf atomes de carbone, ont également des demi-vies supérieures à une année dans les sédiments.

8.2 Potentiel de bioaccumulation

Le potentiel de bioaccumulation a été caractérisé selon des données empiriques ou modélisées pour une série de structures d'hydrocarbures pétroliers qui devraient se produire dans les substances pétrolières. Les facteurs de bioaccumulation (FBA) sont la mesure préconisée pour l'évaluation du potentiel de bioaccumulation des substances, puisqu'il se peut que le facteur de bioconcentration (FBC) ne représente pas correctement le potentiel de bioaccumulation des substances dans un régime alimentaire pour les substances avec un $\log K_{oc}$ supérieur à 4,5 (Arnot et Gobas, 2003).

En plus des données des FBA et FBC, les données de bioaccumulation pour les espèces aquatiques invertébrées ont également été prises en compte. On a aussi tenu compte des facteurs d'accumulation biote-sédiments/sol, des facteurs d'amplification trophique et des pour la caractérisation du potentiel de bioaccumulation.

Les données empiriques et modélisées pour les hydrocarbures pétroliers, ainsi que la pondération, peuvent être consultés dans le document à l'appui de cette évaluation (Environnement Canada, 2014). Un résumé des résultats pour le potentiel de bioaccumulation est présenté ci-dessous et au tableau D-4 de l'annexe D.

Dans l'ensemble, il existe des preuves empiriques et prévues cohérentes qui semblent indiquer que les composants suivants ont un potentiel de bioaccumulation élevé, avec des valeurs de FBC/FBA supérieures à 5 000 : isoalcanes de 13 à 15 atomes de carbone, alcènes de 12 atomes de carbone, cycloalcanes monocycliques de 12 à 15 atomes de carbone, cycloalcanes bicycliques de 12 et 15 atomes de carbone, polycycloalcanes de 14 atomes de carbone, substances aromatiques monocycliques de 15 atomes de carbone, cycloalcanes monoaromatiques de 15 et 20 atomes de carbone, substances diaromatiques de 12 et 13 atomes de carbone, cycloalcanes diaromatiques de 20 atomes de carbone, et HAP tricycliques de 14 et 20 atomes de carbone (tableau D-4, annexe D). Ces composants ont un métabolisme lent et sont très lipophiles. L'exposition combinée par l'eau et la nourriture semble indiquer que le taux d'absorption de cette substance pourrait dépasser le taux d'élimination total. La plupart de ces composants ne devraient pas se bioamplifier dans les réseaux trophiques aquatiques ou terrestres, en grande partie parce que la combinaison du métabolisme, de la faible efficacité d'assimilation alimentaire et de la dilution pendant la croissance fait en sorte que le taux d'élimination dépasse le taux d'absorption à partir du régime alimentaire (Environnement Canada, 2014). Toutefois, une étude (Harris *et al.*, 2011) suggère que certains hydrocarbures aromatiques polycycliques alkylés peuvent présenter un risque de bioamplification. Alors que seuls des FABS ont été trouvés pour certains HAP, il est possible que les FABS

soient supérieurs à 1 pour les invertébrés, étant donné qu'ils n'ont pas les caractéristiques métaboliques des poissons.

Sur tous les composants bioaccumulables étudiés, seulement les alcènes comportant 12 atomes de carbone et les cycloalcanes bicycliques et monocycliques de 12 atomes de carbone pourraient se retrouver dans la composition des essences aviation (n^{os} CAS 64741-87-3 et 68527-27-5), et ce sont les seuls également dont le point d'ébullition se trouve dans la plage de ces substances. Le carburéacteur (n^{os} CAS 64741-86-2) peut contenir tous les composants.

9 Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement

9.1 Évaluation des effets écologiques

De 2001 à 2009, selon la base de données NEMISIS d'Environnement Canada, il y a eu plusieurs déversements de carburant aviation sur le sol, dans l'eau douce et dans l'eau salée qui ont eu des effets sur les oiseaux migrateurs et qui ont causé d'autres dommages environnementaux (Environnement Canada, 2011). La fréquence des incidents signalés est faible, avec une moyenne d'environ 9 incidents par années (variant entre 1 et 26 par année).

9.1.1 Milieu aquatique (poissons, invertébrés, algues et phytoplancton)

Les tableaux E-5a et b (annexe E) énoncent les valeurs expérimentales concernant la toxicité aquatique des carburéacteurs et des essences aviation de diverses natures.

Pour les fractions hydrosolubles de l'essence aviation, les concentrations létales médianes après 48 heures en eau douce (CL₅₀) se situaient entre 15 et 28 mg/L pour la *Daphnia magna* (Harris, 1994; tableau E-1a à l'annexe E). La conception de cette étude est acceptable, toutefois, la méthode analytique utilisée (purge et piégeage avec chromatographie en phase gazeuse) n'a pas mesuré les hydrocarbures pétroliers totaux, seulement les composants très volatil (p. ex., monoaromatiques). Par conséquent, la valeur de toxicité est considérée comme étant conservatrice. À défaut de données sur la toxicité des essences aviation pour les organismes vivant dans l'eau salée, une technique de lecture croisée a été appliquée pour permettre une comparaison avec l'essence.

Les valeurs empiriques de la toxicité de l'essence figurent au tableau E-2a de l'annexe E. L'essence apparaît modérément toxique pour les organismes aquatiques, avec une plage des concentrations toxiques très étendue. Les valeurs de CL₅₀ aquatiques après 24 heures pour les différents types d'essence variaient de 18 à 47 mg/L; les valeurs de CL₅₀ après 48 heures variaient de 5 à 51 mg/L; et les valeurs de CL₅₀ après 96 heures variaient

de 0,1 à 182 mg/L. Dans l'eau salée, les valeurs CL_{50} après 96 heures allaient de 0,1 à 171 mg/L. Le mysidacé tropical *Metamysidopsis insularis* était très sensible, avec une valeur CL_{50} de 0,1 mg/L après 96 heures. Néanmoins, des concentrations nominales ont été utilisées et les résultats ne sont pas jugés comme étant acceptables. La mysis effilée *Mysidopsis bahia* est particulièrement sensible, avec une valeur CL_{50} de 1,8 mg/L si elle est exposée à l'essence API PS-6. La valeur obtenue est plus faible (0,3) pour l'essence dite de synthèse. Toutefois, à défaut de données sur la composition de ce carburant, la valeur de la toxicité n'a pas été utilisée. Chez le copépode *Tiriopus californicus*, la CL_{85} après 24 heures était faible, soit 1 mg/L; il faut préciser cependant que l'essai n'a pas été effectué de façon stricte et scientifiquement acceptable (CONCAWE, 1992).

Les valeurs de la toxicité pour les organismes aquatiques (CL_{50}) vont de 5,5 à 26 mg/L pour différents carburéacteurs (tableau E-1b de l'annexe E). La valeur la plus faible, 5,5 mg/L, correspond à une CL_{50} après 96 heures d'une fraction hydrosoluble de carburéacteur JP-8 pour *Pimephales promelas*, ou poisson tête-de-boule (Fisher *et al.*, 1985). Néanmoins, cette étude avait une importante perte de substance d'essai durant la durée de l'essai (70 % à 80 % de perte en 48 heures), et, par conséquent, les résultats n'ont pas été considérés acceptables. Harris (1994) a signalé une CL_{50} de 6 mg/L pour la *Daphnia magna* en utilisant une fraction hydrosoluble de Jet A. Tel qu'il a été mentionné précédemment, les valeurs de toxicité de cette étude sont jugées comme étant conservatives en raison de la méthode analytique utilisée.

Aucune donnée expérimentale n'ayant été recensée concernant les carburéacteurs dans l'eau salée, une technique de lecture croisée avec le carburant diesel a été utilisée. Les valeurs empiriques de la toxicité aquatique du carburant diesel figurent au tableau E-2b de l'annexe E. Les valeurs variaient considérablement pour les espèces aquatiques comme la truite arc-en-ciel et la *Daphnia magna*, ce qui démontre la variabilité intrinsèque des différentes compositions de carburant diesel et de ses effets sur la toxicité. La plupart des valeurs expérimentales de la toxicité aiguë sont supérieures à 1 mg/L. La CL_{50} après 48 heures la plus faible pour les salmonidés était de 2,4 mg/L (CONCAWE, 1996). La *Daphnia magna* avait une CL_{50} de 1,8 mg/L après 24 heures (Khan *et al.*, 2007).

Il a été démontré que le mysidacé tropical (*Metamysidopsis insularis*) est très sensible au carburant diesel : la CL_{50} après 96 heures, établie à 0,22 mg/L (Mohammed, 2005) indique une sensibilité analogue à celle des mysidacés des climats tempérés aux substances toxiques (Garcia *et al.*, 2008). Toutefois, Mohammed (2005) a utilisé des concentrations nominales, et par conséquent, cette étude n'est pas considérée comme acceptable. Franklin et Lloyd (1982), dans un essai d'exposition de la crevette grise (*Crangon crangon*) au carburant diesel, ont mesuré une CL_{50} après 96 heures de 22 mg/L. Dans un autre essai avec le gazole, la CL_{50} après 96 heures a été établie à 12 mg/L.

La densité des cellules à l'état stable du phytoplancton marin a diminué avec l'augmentation des concentrations de carburant diesel présentant des sensibilités différentes selon les espèces (Hing *et al.*, 2011). Chez la diatomée *Phaeodactylum tricornutum*, la densité des cellules a diminué de 20 % dans les 24 heures suivant une

exposition à 3 mg/L, avec une concentration sans effet observé (CSEO) de 2,5 mg/L. La microalgue *Isochrysis galbana* était plus tolérante au carburant diesel, avec une concentration minimale avec effet observé (CMEO) après 24 heures de 26 mg/L (une diminution de 14 % de la densité des cellules) et une CSEO de 25 mg/L. Finalement, les algues vertes *Chlorella salina* ont été relativement insensibles à la contamination par le carburant diesel avec une CMEO après 24 heures de 170 mg/L (diminution de 27 % de la densité des cellules) et une CSEO de 160 mg/L (Hing *et al.*, 2011). Toutes les populations de phytoplancton sont revenues à un état d'équilibre dans les cinq jours suivant l'exposition.

L'Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité (CONCAWE) a mis au point le modèle PetroTox (2009) pour mesurer la toxicité aquatique des hydrocarbures pétroliers. Ce modèle, fondé sur une action toxicologique par narcose, tient compte des effets additifs selon une approche par unité toxique. Il permet de modéliser la toxicité des hydrocarbures pétroliers comportant de 4 à 41 atomes de carbone dissous dans la fraction d'eau.³ Les substances comportant moins de 4 atomes de carbone sont jugées trop volatiles pour avoir un degré de toxicité significatif, et celles qui en comportent plus de 41 sont trop hydrophobes et immobiles pour conférer un degré significatif de toxicité aquatique aiguë. Le modèle PetroTox (2009) génère des estimations de la toxicité qui sont exprimées par une valeur de charge létale médiane (LL₅₀) plutôt qu'une valeur de concentration létale médiane CL₅₀, en raison de l'insolubilité des substances pétrolières dans l'eau. La charge létale médiane (LL₅₀) correspond au niveau auquel les substances pétrolières génèrent une fraction adaptée à l'eau (FAE) toxique pour la moitié des organismes d'essai. Elle ne mesure pas la concentration des composants du pétrole dans la FAE.

Des valeurs modélisées de la toxicité aquatique obtenues avec le modèle PetroTox (2009) ainsi que les résultats sont donnés au tableau E-3 de l'annexe E. Pour les deux essences aviation à l'étude, les charges létales médianes (LL₅₀) modélisées vont de 0,4 à 19,1 mg/L (tableau E-3 de l'annexe E). Les données modélisées pour *Daphnia magna* indiquent une toxicité plus faible que les données empiriques pour ces carburants (tableau E-1a de l'annexe E). La gamme de valeurs est également plus faible que les données empiriques des essais de toxicité pour divers types d'essence (tableau E-2a de l'annexe E). Pour le carburacteur, la LL₅₀ modélisée allait de 0,07 à 45 mg/L. Une fois de plus, la toxicité modélisée est plus faible ce qui a été observé dans les essais empiriques avec du carburant diesel. Le modèle couvre la plage des valeurs déterminées dans les essais empiriques. Le modèle PetroTox (2009) permet donc de prévoir des plages de toxicité conformes à celles qui sont attendues des essais biologiques.

La valeur critique de toxicité (VCT) en eau douce utilisée pour l'essence aviation était la valeur expérimentale disponible la plus faible pour l'essence aviation, qui était la CL₅₀ après 48 heures de 15 mg/L pour la *Daphnia magna*. Alors que CONCAWE (1992) a rendu compte des valeurs de toxicité marine pour l'essence, les études n'étaient pas

³ PETROTOX utilise ses propres hydrocarbures pétroliers et leurs propriétés chimiques et physiques. Ces propriétés peuvent varier de celles données pour les mêmes structures représentative dans le tableau B-1 de l'annexe B.

disponibles et ne pouvaient pas être évaluées pour leur fiabilité ou acceptabilité. Par conséquent, la LL_{50} modélisée de 0,4 mg/L pour l'amphipode marin *Rhepoxynius abronius* (tableau E-3 à l'annexe E) a été utilisée comme la VCT pour l'essence aviation.

La VCT en eau douce pour l'essence aviation était la valeur expérimentale la plus faible, qui était la CL_{50} de 96 heures de 6 mg/L pour une fraction hydrosoluble de Jet A avec la *Daphnia magna* (Harris, 1994). Dans l'eau salée, la VCT correspondait à une CSEO après 24 heures de 2,5 mg/L chez la diatomée marine *Phaeodactylum tricornutum* (Hing *et al.*, 2011); cette étude a été jugée acceptable.

9.1.2 Milieu terrestre

Globalement, l'exposition aux carburants aviation par voie orale (dose létale médiane [DL_{50}] > 5000 mg/kg p.c.) ou par inhalation (CL_{50} > 5000 mg/m³) donne lieu à une toxicité aiguë faible pour les mammifères (API, 1980a et 1985a, cité dans API, 2003a; API, 1986a, cité dans CONCAWE, 1992 et API, 2008; ATDAEI, 1990, cité dans RTECS, 2009). Selon des études sur l'exposition par inhalation menées chez des rats, le kérosène et le carburéacteur Jet-A ne présentait aucune toxicité pour le développement (API, 1979a, b, cité dans API, 2003a; CIRC, 1989a). Toutefois, selon une étude menée sur des souris exposées à du JP-8, une concentration minimale avec effet nocif observé (CMENO) de 1 000 mg/m³ a été établie pour la toxicité maternelle, pour la reproduction et le développement (Harris *et al.*, 2007a).

9.1.2.1 Essences aviation

Eu égard aux essences aviation visées par le présent rapport (n^{os} CAS 64741-87-3 et 68527-27-5), l'essence automobile représente un substitut raisonnable si on tient compte de ses similarités quant au nombre d'atomes de carbone et aux plages d'ébullition.

L'essence, parce qu'elle est susceptible de subsister dans le sol, présente un risque de toxicité pour les invertébrés vivant dans le sol et les plantes. ESG international (2000) a étudié les effets de l'essence sans additifs dans le sol sur les vers de terre et les collemboles en circuit ouvert et fermé, et sur quatre espèces végétales en circuit fermé. En raison de la nature hautement volatile de l'essence, la préparation du sol a conduit à des concentrations d'exposition initiales de 8 à 30 % des concentrations nominales, de sorte que les teneurs en essence prises en compte aux fins de cette étude reflètent la concentration originale (nominale) au début de l'expérience, et non celle mesurée.

L'essence semble être modérément toxique pour les vers de terre (*Eisenia fetida*) dans un sol sablo-limoneux natif, avec une CL_{50} nominale après 7 jours de 630 mg/kg en poids sec dans un système à l'air libre. La CL_{50} après 14 jours était plus faible, la toxicité se situant à 400 mg/kg dans un système fermé. On ne constate aucun effet décelable sur la survie des vers adultes ou le nombre de juvéniles produits lors d'essais chroniques en

deçà d'un seuil d'exposition de 1 000 mg/kg, que ce soit dans les sols artificiels ou dans les sols natifs.

Les végétaux, y compris la luzerne (*Medicago sativa*), l'orge commune (*Hordeum vulgare*), le maïs (*Zea mays*) et la fétuque rouge (*Festuca rubra*), présentaient une légère toxicité aiguë lorsqu'ils sont exposés à l'essence; il faut souligner toutefois qu'on a souvent observé une inhibition de la croissance dans les sols natifs dont les concentrations étaient moins fortes que celles des sols artificiels. On a également comparé la longueur des racines à la masse sèche ou à la longueur des pousses (ESG International, 2000). Le maïs est l'espèce la plus sensible, avec une concentration inhibitrice de 20 % (CI₂₀) de 1 000 mg/kg de la longueur des racines après 7 jours dans un sol exposé à l'air. À l'air libre, les valeurs de la CI₂₀ nominale après 7 jours vont de 2 310 à 4 430 mg/kg en poids sec pour ce qui est de l'inhibition de la croissance des racines et de celle des pousses, respectivement.

9.1.2.2 Carburéacteur

En ce qui concerne le carburéacteur visé par le présent rapport (n° CAS 64741-86-2), le carburant diesel représente un substitut raisonnable si on tient compte de ses similarités quant au nombre d'atomes de carbone et aux plages d'ébullition.

Dans les sols sablonneux, la mortalité des vers de terre (*Eisenia fetida*) est constatée uniquement à des concentrations de diesel supérieures à 10 000 mg/kg, laquelle est également la concentration à laquelle une perte de poids sub létale a été enregistrée (Shin *et al.*, 2005).

Les effets néphrotoxiques du carburant diesel sont documentés dans plusieurs études sur des animaux et des humains (Riedenberg *et al.*, 1964; Hartung et Hunt, 1966; Barrientos *et al.*, 1977; Crisp *et al.*, 1979; Dede et Kagbo, 2001 : monographies CHE, 1996). Certaines espèces d'oiseaux, et notamment les canards colverts, résistent mieux en général aux effets toxiques des substances pétrochimiques ingérées. Ces oiseaux doivent en ingérer des quantités considérables avant d'en mourir (Stubblefield *et al.*, 1995; Hartung, 1995; Coon et Dieter, 1981; Fleming *et al.*, 1982).

Pour étudier les effets du kérosène aviation (une substance analogue au carburéacteur) sur le succès d'éclosion des œufs des canards colverts (*Anas platyrhynchos*), Albers et Gay (1982) ont appliqué 1,5 ou 20 µL de kérosène aviation altéré ou non à la surface d'œufs dont ils ont par la suite observé l'éclosion. Ils ont conclu à un écart non statistiquement significatif entre le succès d'éclosion du groupe témoin et ceux des groupes dont les œufs ont été enduits de kérosène aviation altéré ou non. Leur étude n'a pas non plus permis d'établir un lien à la dose entre le succès d'éclosion et la dose (Albers et Gay, 1982).

Hoffman et Albers (1984) ont appliqué du kérosène aviation sur des œufs de canards colverts durant la première semaine de développement. La DL₅₀ a été mesurée à plus de

50 μ par œuf. Après 18 jours, aucune réduction de la croissance, aucun survivant anormal ni aucune malformation chez les survivants n'ont été relevés ((Hoffman et Albers, 1984).

9.1.3 Choix d'une valeur critique de toxicité (VCT)

Le *standard pancanadien relatif aux hydrocarbures pétroliers dans le sol* (CCME, 2008) a servi de base à la quantification des effets des carburants aviation sur les écosystèmes terrestres. Ce système repose sur quatre fractions d'hydrocarbures pétroliers totaux : fraction 1 (F1) (entre six et dix atomes de carbone), F2 (plus de 10 atomes de carbone et jusqu'à 16) F3 (plus de 16 atomes de carbone et jusqu'à 34) et F4 (plus de 34 atomes de carbone). De plus, elles reposent sur un rapport de 80:20 entre les hydrocarbures aromatiques et aliphatiques. Ce système utilise quatre catégories d'utilisation du sol (agricole, résidentielle, commerciale et industrielle) et deux types de sol (à gros grains ou à grains fins) pour la détermination des normes d'assainissement. La catégorie d'utilisation des terres et le type de sol les plus sensibles sont habituellement les terres à utilisation agricole à gros grains.

Les fractions 1 et 2 (F1 et F2) sont les plus proches des essences aviation visées par le présent rapport. Le tableau E-4 (annexe E) montre que pour les fractions 1 et 2, la norme pour la qualité du sol en contact avec des organismes non humains est de 150 à 210 mg/kg en poids sec (CCME, 2008). Comme l'essence aviation pourrait faire partie de ces deux catégories, la valeur inférieure, soit 150 mg/kg en poids sec de sol, sera utilisée comme VCT de l'exposition terrestre à l'essence aviation.

Le carburéacteur pourrait être assimilé aux fractions 1, 2 et 3 (F1, F2 et F3). Le tableau E-4 (annexe E) montre que pour les fractions 1, 2 et 3, la norme pour la qualité du sol en contact avec des organismes non humains va de 150 à 300 mg/kg en poids sec (CCME, 2008). Comme le carburéacteur pourrait faire partie de ces 3 catégories, la valeur inférieure, soit 150 mg/kg en poids sec de sol, sera utilisée comme VCT de l'exposition terrestre au carburéacteur.

9.2 Évaluation de l'exposition écologique

Pour établir des scénarios d'exposition, on a estimé les risques de rejets de carburant aviation à partir des estimations de Transports Canada des déversements en mer sur la côte est du Canada (RMRI, 2007) et de la base de données sur les déversements d'Environnement Canada (Environnement Canada, 2011). Des scénarios de rejet ont été élaborés pour les opérations de chargement, de transport et de déchargement par bateau et de transport en milieux terrestres (par camion, par train ou par oléoduc).

9.2.1 Milieu aquatique

Afin de déterminer la concentration environnementale estimée (CEE), le Risk Management Research Institute (RMRI, 2007) a estimé le volume d'eau qui pourrait être en contact avec du pétrole déversé. L'aire d'une nappe de pétrole établie au sein de zones de danger autour de Terre-Neuve-et-Labrador a été estimée pour des plages de volumes de pétrole précises, à l'aide de modèles de dispersion des déversements dans l'océan; on a ensuite estimé le volume d'eau contaminée en multipliant l'aire par 10 (les 10 premiers mètres d'eau).

Pour le scénario de chargement du navire, il a été supposé que le volume d'eau en contact avec la substance pétrolière proviendrait de la zone à risque 1 (RMRI, 2007), où se déroulaient des opérations de chargement à Whiffen Head et à la raffinerie de pétrole de Come By Chance. Pour les scénarios de transport par navire, il a été supposé que le volume d'eau en contact avec le carburant aviation correspondrait au volume d'eau moyen des zones à risque 2 à 5 (le volume moyen d'eau pour l'été et l'hiver pour la zone à risque 2 a été utilisée dans ce calcul), comme cette région est un important couloir de transport maritime. Bien que le rapport ait été initialement rédigé pour les déversements de pétrole brut, il peut s'appliquer aux carburants aviation. Les estimations des concentrations d'eau doivent rester prudentes pour ce qui est des carburants aviation, beaucoup moins denses que le pétrole brut et beaucoup plus chargés en composants volatils. Par conséquent, ces propriétés en font une matière plus prompte à se disperser dans l'air et dans l'eau que le pétrole brut.

Étant donné que l'essence aviation n'est pas transportée par navire, ce scénario est uniquement mis au point pour le carburéacteur.

On a établi qu'un déversement moyen de carburéacteur (de 2000 à 2009) dans les eaux salées est d'environ 1 700 L, soit l'équivalent de 10,7 barils. Par conséquent, cette quantité entre en contact avec 40×10^9 L d'eau durant une opération de chargement et de déchargement (tableau E-5 de l'annexe E). Le carburéacteur ayant une densité moyenne de 0,81 kg/L (CONCAWE, 1995), un déversement moyen équivaut à 910 kg environ; la concentration de carburéacteur dans l'eau est de 0,023 mg/L ($9,10 \times 10^8$ mg/ 40×10^9 L), ce qui correspond à la CEE pour les opérations de chargement et de déchargement des navires en eau salée.

Dans le cas du transport maritime du carburéacteur, il a été estimé qu'un déversement moyen de 910 kg entre en contact avec $5,3 \times 10^{12}$ L d'eau (tableau E-5 de l'annexe E). On estime que la concentration dans l'eau est donc de 0,00017 mg/L ($9,10 \times 10^8$ mg/ $5,3 \times 10^{12}$ L), ce qui est considéré comme la CEE en eau salée pour le transport par navire.

Pour les scénarios concernant l'eau douce, l'exposition potentielle a été calculée à l'aide de l'approche utilisée pour l'exposition dans l'eau salée, mais les estimations ont été établies à partir d'une opération de déchargement d'un navire à un dock dans le bassin des Grands Lacs, en Ontario.

Selon les données disponibles, le déversement moyen de carburéacteur (de 2000 à 2009) dans l'eau douce était d'environ 5 850 L (~4 740 kg), soit l'équivalent de 36,8 barils. Par conséquent, cette quantité entre en contact avec 40×10^9 L d'eau durant une opération de chargement et de déchargement (tableau E-5 de l'annexe E). Si on tient compte de la densité moyenne du carburéacteur, on estime la CEE associée aux opérations de chargement et de déchargement en eau douce à 0,12 mg/L ($4,74 \times 10^9$ mg/ 40×10^9 L).

Dans le cas du transport en eau douce, il a été estimé qu'un déversement moyen de 4 740 kg entre en contact avec $5,3 \times 10^{12}$ L d'eau (tableau E-5 de l'annexe E). On estime que la concentration dans l'eau est de 0,00089 mg/L ($4,74 \times 10^9$ mg/ $5,3 \times 10^{12}$ L), ce qui est considéré comme la CEE en eau douce pour le transport par navire.

9.2.2 Milieu terrestre

De 2000 à 2009, on a enregistré quelque 450 déversements de carburant aviation (essences aviation et carburéacteur; à l'exception des déversements dus à l'écrasement d'un aéronef, à une collision, à la glace ou au givre, aux conditions routières, à l'affaissement du sol ou à des actes de vandalisme) dans le sol dans la base de données NEMISIS (Environnement Canada, 2011). Le volume moyen de ces déversements était d'environ 2 320 L. Les carburants aviation sont un produit pétrolier spécialisé, dont l'utilisation est principalement limitée aux aéroports; ainsi, les déversements de ces carburants sur le sol se produisent principalement dans les installations d'exploitation pétrolière à grande échelle (y compris dans les installations d'entreposage), aux aéroports ou pendant leur transport.

Les déversements dans le sol dans les limites des installations industrielles (p. ex. raffineries, terminaux de stockage en vrac) ou des aéroports commerciaux ne sont pas pris en compte dans cette évaluation, car ces déversements à ces sites devraient faire l'objet d'un assainissement immédiat réduisant leur pénétration dans l'environnement. Par conséquent, tous les rejets clairement définis comme des rejets se produisant dans les aéroports ont été exclus du scénario d'exposition terrestre. En outre, on présume que tous les rejets provenant de la source déterminée dans la base de données NEMISIS d'Environnement Canada comme étant une « usine industrielle » ou une « raffinerie », se sont produits à une installation industrielle et sont donc exclus. On a présumé que les rejets dans le sol provoqués par les navires-citernes devaient se produire sur les installations portuaires ou industrielles et sont également exclus. En raison de l'utilisation spécialisée de ces carburants aviation, on a présumé qu'un certain nombre d'autres rejets dans le sol devaient se produire aux aéroports et ont été exclus. En voici quelques-unes :

- les rejets dont la source déterminée est la suivante : « aéronef »;
- les rejets dont la source déterminée est la suivante : « station-service », l'hypothèse étant que toutes les stations-services de carburant aviation seront situées à un aéroport;
- on a présumé que tous les rejets dont la source déterminée est la suivante : « bâtiment d'entreposage », « autre installation d'entreposage », « autre » ou

« inconnu », et qui se sont produits dans une ville munie d'un aéroport, ont eu lieu à l'aéroport local.

En outre, dans le cas de tout déversement en lien avec les véhicules motorisés et dont la cause était un « trop-plein », on a présumé que ce débordement s'était produit à un terminal de carburant industriel ou à un aéroport pendant le chargement. De même, les déversements en lien avec les véhicules motorisés et dont la cause avancée était le « renversement » ont également été exclus, car les circonstances ont été considérées comme étant des accidents de véhicules automobiles.

Lorsque ces exclusions sont envisagées, on a enregistré, de 2000 à 2009, quelques 84 déversements de carburant aviation dans le sol dans la base de données NEMISIS d'Environnement Canada (Environnement Canada, 2011). Toutefois, il est reconnu que la majorité des rejets en lien avec les véhicules motorisés se produisent vraisemblablement pendant le chargement, le transport et le déchargement du carburant aviation à l'aéroport. Le nombre de ces rejets est inconnu. Si l'on présume que tous les rejets associés aux véhicules motorisés se produisant dans une ville munie d'un aéroport ont eu lieu dans la zone aéroportuaire, le nombre total de rejets de carburant d'aviation dans le sol de 2000 à 2009 s'établit à 39. Par conséquent, la fourchette des rejets de carburant dans le sol entre 2000 et 2009 est de 40 à 80 environ; le nombre réel de rejets devrait se rapprocher de l'estimation la plus basse.

Un volume moyen de rejets a été déterminé entre 40 et 80 déversements environ. Les rejets seulement exclus du nombre total de déversement déterminés ci-dessus en raison de leur occurrence dans une ville munie d'un aéroport ou l'emplacement du déversement clairement déterminé comme se produisant à un aéroport ont été inclus dans le volume estimé. L'ampleur de ces rejets ne dépend pas de leur emplacement et, par conséquent, l'inclusion de ces volumes fournit une meilleure estimation du volume moyen de déversement⁴. D'après ces données, le volume moyen de rejet de carburants d'aviation dans le sol est d'environ 4 940 L.

En raison de l'insuffisance des données sur la concentration de carburant aviation dans le sol récepteur après un déversement moyen de cette substance, les scénarios pour le milieu terrestre sont fondés sur une technique de lecture croisée des données concernant le carburant diesel afin d'estimer ce niveau de contamination à la suite d'un déversement. Ganti et Frye (2008) ont mesuré le volume des déversements dans le sol de carburant

⁴ Un volume moyen de rejet a été défini en excluant les volumes associés aux déversements dont la source était l'une des suivantes : « aéronef », « camion-citerne », « station-service », « autre installation industrielle » et « raffinerie », dont la cause était l'une des suivantes : « écrasement d'un aéronef », « collision » ou « renversement », ou dont la raison était l'une des suivantes : « glace/givre », « conditions routières », « affaissement du sol » ou « actes de vandalisme ». Tous les rejets dont la cause est le « débordement » et dont la source est associée à un véhicule à moteur ont également été exclus. Ces éléments n'ont pas été considérés comme pertinents pour le scénario d'exposition. Tous les rejets dans le sol, qu'ils se soient produits à un aéroport ou dans un environnement ambiant, ont été inclus dans les calculs, car ils sont pertinents pour le scénario de rejet et l'ampleur de ces rejets ne dépend pas du lieu du déversement.

diesel transporté par camion, y compris le volume du déversement et les concentrations d'HPT au centre du déversement.

Dans la première étude de cas, Ganti et Frye (2008) ont fait état d'un déversement de 379 L de carburant diesel dans le fond d'une levée d'environ 30 m, provoqué par un accident de camion sur l'autoroute. Au centre du déversement, à environ 2 pouces sous la surface du sol, la concentration d'HPT s'établissait à 65 000 mg/kg. Dans la deuxième étude de cas, Ganti et Frye (2008) ont relaté un deuxième accident de camion sur la route, au cours duquel 284 L environ de carburant diesel ont été déversés sur l'accotement en gravier et la levée adjacente. La concentration d'HPT initiale était de 47 000 mg/kg au centre du déversement.

D'après une étude menée par Brost et DeVaul (2000), les produits pétroliers dans la plage de densité du carburant diesel satureront le sol dans la plage de 7 700 à 34 000 mg/kg selon le type de sol. Au-delà de cette plage, ils formeront un liquide non aqueux léger.

Un déversement moyen de carburant aviation dans le milieu terrestre est de 4 940 L. Selon les données présentées ci-dessus, ce volume de carburant aviation formera un liquide non aqueux léger dans le sol. Si la concentration dans le sol est une fonction linéaire du volume déversé, alors 4 940 L produiraient une concentration d'environ 832 000 mg/kg dans le centre du déversement. On peut toutefois penser qu'un déversement plus volumineux s'étendrait dans un volume de sol plus important à cause de la formation d'un liquide non aqueux léger. Dans le cadre de cette évaluation, la CEE pour le milieu terrestre sera de 34 000 mg/kg, d'après la concentration plafond au-delà de laquelle on devrait observer la formation d'un liquide non aqueux léger (Brost et DeVaul, 2000).

9.3 Caractérisation du risque écologique

La démarche utilisée pour cette évaluation écologique préalable examinait les renseignements scientifiques disponibles et dégageait des conclusions en appliquant la méthode du poids de la preuve conformément à la LCPE (1999). Pour chaque organisme paramètre, une estimation du potentiel d'effets nocifs et une concentration estimée sans effet (CESE) ont été déterminées. La CESE correspond à la VCT sélectionnée pour l'organisme d'intérêt, divisée par un facteur d'évaluation pertinent. On a également calculé la CEE pour chaque scénario d'exposition aquatique. Un quotient de risque ($QR = PEC/PNEC$) a été calculé pour chaque organisme paramètre; il s'agit d'éléments de preuve importants à prendre en compte dans l'évaluation du risque potentiel pour l'environnement.

Pour les essences aviation, le seul scénario de rejet pertinent déterminé était dans le sol. En ce qui concerne les scénarios en milieu terrestre, le standard pancanadien relatif au contact écologique avec le sol pour la fraction 2 (sols à gros grains), la valeur retenue en

tant que CESE (CCME, 2008) était de 150 mg/kg en poids sec. Le quotient de risque (CEE/CESE) résultant pour les rejets dans le sol est 227 kg en poids sec'

Pour le carburéacteur, la CESE pour les scénarios en eau douce a été déterminée en fonction de la VCT, laquelle était une valeur de CL₅₀ après 96 heures d'exposition à 5,5 mg/L de carburéacteur JP-8 pour *Pimpephales promelas* (tableau E-1b de l'annexe E). Un facteur d'évaluation de 10 a été appliqué à la VCT afin de tenir compte des extrapolations des données obtenues en laboratoire pour obtenir des données de terrain et de la variabilité interspécifique et intraspécifique, ce qui donne une CESE de 0,55 mg/L. En ce qui concerne les scénarios en milieu marin, la CESE a été établie à partir de la CSEO après 24 heures de 2,5 mg/L pour la diatomée marine *Phaeodactylum tricornutum* (tableau E-3 à l'annexe E). Étant donné que cette valeur est déjà une CSEO, aucun facteur d'évaluation n'a été utilisé et, par conséquent, la CESE est de 2,5 mg/L. En ce qui concerne les scénarios en milieu terrestre, le standard pancanadien relatif au contact écologique avec le sol pour la fraction 2 (sols à gros grains), la valeur retenue en tant que CESE était de 150 mg/kg en poids sec. Les quotients de risque (QR) qui en résultent (CEE/CESE) pour chaque scénario d'exposition sont présentés au tableau 9-1. kg en poids sec.

**'Tableau 9-1. Quotients de risque calculés pour le carburéacteur
(n° CAS 64741-86-2)**

Milieu	Organisme	CEE	VCT	Facteur d'évaluation	CESE	QR
Eau salée (chargement/déchargement)	<i>Phaeodactylum tricornutum</i>	0,023 mg/L	2,5 mg/L	1	2,5 mg/L	0,01
Eau de mer (transport)	<i>Phaeodactylum tricornutum</i>	0,00017 mg/L	2,5 mg/L	1	2,5 mg/L	< 0,0001
Eau douce (chargement/déchargement)	<i>Daphnia magna</i>	0,12 mg/L	6 mg/L	10	0,6 mg/L	0,2
Eau douce (transport)	<i>Daphnia magna</i>	0,00089 mg/L	6 mg/L	10	0,6 mg/L	$1,5 \times 10^{-3}$
Milieu terrestre	s.o.	34 000 mg/kg	150 mg/kg	1	150 mg/kg ^a	227

^a Standard pancanadien du CCME pour la fraction 2 d'hydrocarbures pétroliers dans les terres à utilisation agricole à gros grains.

s.o. : sans objet

D'après les calculs effectués au cours de l'évaluation de l'exposition et des analyses du quotient de risque des effets potentiels des déversements estimés moyens de carburant aviation, ni les scénarios d'exposition à l'essence aviation et au carburateur dans l'eau douce ni ceux dans l'eau salée ne permettent de conclure à un potentiel d'effets nocifs pour l'environnement. Toutefois, les QR de 227 pour l'essence aviation et le carburéacteur indiquent que les rejets dans le sol peuvent nuire aux organismes terrestres.

Pour tous les scénarios de déversement en milieu aquatique, le volume nécessaire pour obtenir un QR égal à 1 a été déterminé. La fréquence des déversements au-dessus de ce seuil a été déterminée à partir de la base de données NEMISIS (Environnement Canada, 2011) (tableau 9-2). Ces volumes de déversement ont été calculés à partir de modèles élaborés par le RMRI (2007) concernant le volume déversé et les concentrations de substances pétrolières dans l'eau. Ces modèles tiennent compte de la dispersion de la substance pétrolière déversée et, par conséquent, le volume de déversement calculé lié à un QR de 1 ne correspond pas à l'exposition aiguë initiale au produit déversé. Il est reconnu que les effets aigus locaux peuvent se produire pendant la phase initiale d'un déversement, avant que se produise une dispersion importante.

Tableau 9-2. Volumes de déversement de carburéacteur nécessaires pour créer des conditions dangereuses pour les organismes aquatiques et proportion de déversements signalés au-delà de ce seuil

Milieu concerné	Volume du déversement équivalent à un QR de 1 (volume seuil) (L) ^a	Proportion des déversements signalés dépassant le volume seuil (%) ^b	Proportion des déversements signalés dépassant le volume seuil (%) ^b
Eau salée (chargement/déchargement)	465 000	0	0
Eau de mer (transport)	114 000 000	0	0
Eau douce (chargement/déchargement)	41 000	3	< 1
Eau douce (transport)	9 600 000	0	0

^a Le volume correspondant à un QR de 1 est établi en fonction de la relation avec le volume déversé, et le volume d'eau contaminée est établi en fonction du rapport du RMRI (2007).

^b Pendant une période de déclaration de neuf ans (2000 à 2009) dans la base de données NEMISIS.

Pour ce qui est du transport de carburéacteur en eau salée et en eau douce, aucun des déversements déclarés de 2000 à 2009 dans la base de données NEMISIS n'a excédé le volume seuil correspondant à un quotient de risque (QR) de 1 (tableau 9-2). Pour le scénario de chargement et de déchargement de carburéacteur en eau douce, moins d'un déversement semble dépasser le volume seuil par année (3 % des déversements déclarés). Quant au scénario du chargement et du déchargement d'un navire en eau salée, aucun des déversements déclarés dans la base de données NEMISIS n'a dépassé le volume seuil correspondant à un quotient de risque (QR) de 1 (tableau 9-2).

Bien qu'il existe des incertitudes, le poids général de la preuve permet de croire que les rejets d'essence aviation et de carburéacteur présentent un faible risque d'être nuisibles pour les organismes aquatiques, compte tenu de la fréquence et du volume des déversements de ces substances dans les habitats dulcicoles et marins.

Les QR pour les sols ont été obtenus à l'aide d'une CEE fondée sur une concentration correspondant à la formation d'un liquide non aqueux léger. Les QR associés à des concentrations dans l'environnement supérieures à celles requises pour la formation des liquides non aqueux légers sont moins fiables, dans la mesure où le sol est saturé et qu'il n'existe plus de relation linéaire entre le risque et la concentration dans l'environnement. Toutefois, des QR supérieurs à 1 apparaissent dans ces cas de concentrations dans l'environnement inférieures à celles contribuant à la formation d'un LNAL.

Environ 40 à 80 déversements de carburant aviation dans l'environnement terrestre ont été déclarés entre 2000 et 2009 (Environnement Canada, 2011) ou environ 4 à 8 déversements dans le sol par an. Cette fourchette reflète le manque de données sur l'emplacement précis des déversements liés à des véhicules motorisés (p. ex. vraquiers, camions-citernes, camions de transport, autres véhicules motorisés); on s'attend à ce que beaucoup de ces déversements se soient produits à des aéroports et que le nombre réel par an de déversements soit plus proche de la valeur la plus basse de cette fourchette. Les données fournies dans la base de données sur les déversements d'Environnement Canada indiquent qu'aucune cause systématique n'est associée à ces rejets dans le sol.

Selon les renseignements disponibles, le carburéacteur (n^{os} CA 64741-87-2) et les essences aviation (n^{os} CAS 64741-87-3 et 68527-27-5) contiennent des composants qui peuvent être suffisamment persistants dans l'air pour être transportés à distance de la source de rejet. Ils contiennent également des composants qui peuvent persister dans le sol, l'eau et les sédiments très longtemps, augmentant ainsi la durée d'exposition aux organismes.

Selon la preuve combinée de données empiriques et de FBA modélisés, le carburéacteur évalué dans le présent rapport contient des composants très bioaccumulables. Des études suggèrent qu'il est peu probable que la plupart des composants puissent être bioamplifiés dans la chaîne alimentaire. Toutefois, il semble que cela puisse être le cas pour les HAP alkylés (Harris *et al.*, 2011). Les essences aviation évaluées dans ce rapport devraient contenir une faible proportion de composants très bioaccumulables.

En général, les poissons peuvent métaboliser les composés aromatiques. Il existe des preuves démontrant que l'alkylation augmente la bioaccumulation de naphtalène (Neff *et al.*, 1976, Lampi *et al.*, 2010), mais on ne sait pas si cela peut être généralisé à des HAP plus gros ou si une augmentation potentielle de la bioaccumulation causée par l'alkylation sera suffisante pour dépasser une valeur du FBC et du FBA de 5 000.

Certains organismes de niveau trophique inférieur (invertébrés) semblent ne pas pouvoir métaboliser efficacement des composés aromatiques, ce qui entraîne un potentiel de bioaccumulation élevé pour certains composants aromatiques par rapport aux poissons. C'est le cas pour le HAP tricyclique comportant 14 atomes de carbone, qui était bioconcentré à des niveaux élevés (FBC > 5000) par les invertébrés, mais pas par les poissons. Il est possible que ces composants bioaccumulables atteignent des niveaux

toxiques dans les organismes si l'exposition est continue et d'une ampleur suffisante; toutefois, cela est peu probable dans la colonne d'eau à la suite d'un scénario de déversement en raison de la dispersion relativement rapide. Toutefois, certains composants du carburéacteur, comme les HAP tricycliques comportant 14 atomes de carbone, peuvent persister dans les sédiments très longtemps, ce qui peut augmenter la durée d'exposition des invertébrés benthiques à ces composants. La proportion dans le carburéacteur de telles substances bioaccumulables aux demi-vies de dégradation longue est probablement faible.

La bioaccumulation des composés aromatiques peut être plus faible dans les environnements naturels que ce qui est observé en laboratoire. Les HAP peuvent s'adsorber aux matières organiques en suspension dans la colonne d'eau (matières humiques dissoutes), ce qui diminue leur biodisponibilité globale principalement en raison de l'augmentation de la taille. Cela a été observé avec les poissons (Weinstein et Oris, 1999) et les daphnies (McCarthy *et al.*, 1985).

La nature, l'ampleur et la fréquence des déversements constituent des facteurs clés à considérer dans la caractérisation du risque écologique de ces substances. Les déversements qui surviennent pendant la manutention des essences aviation et du carburéacteur peuvent nuire à la vie aquatique dans les eaux confinées aux environs des quais de chargement ou de déchargement; toutefois, d'après la faible fréquence (moins d'un par année) des déversements, et la faible exposition de l'environnement à ces derniers, le risque de nuire à l'environnement est faible. De plus, quatre à huit déversements par année d'essences aviation et de carburéacteur sont susceptibles de causer des effets nocifs sur les organismes terrestres (invertébrés, plantes). Cependant, le nombre réel de déversements est probablement plus proche de la fourchette inférieure et tous les déversements constitueront un volume suffisant entraînant des effets nocifs. De plus, aucune cause systémique n'a été relevée pour les déversements.

D'après les renseignements contenus dans la présente évaluation préalable sur la fréquence et l'importance des déversements, le risque est faible pour ces substances d'être nocives pour les organismes ou de compromettre l'intégrité globale de l'environnement. Il est conclu que le carburéacteur (n° CAS 64741-86-2) et les essences aviation (n° CAS 64741-87-3 et 68527-27-5) ne répondent pas aux critères des alinéas 64(a) ou (b) de la LCPE 1999, puisqu'ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité, à une concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique, ou à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie.

9.4 Incertitudes dans l'évaluation des risques pour l'environnement

La présente analyse porte sur les incertitudes associées à chaque composant visé par la présente évaluation, concernant notamment la sélection et la quantification des structures

représentatives, les estimations de l'exposition, les estimations des effets et la caractérisation des risques.

Toute modélisation des propriétés physiques et chimiques d'une substance ainsi que des caractéristiques de persistance, de bioaccumulation et de toxicité est fondée sur les structures chimiques. Les carburants aviation étant considérés comme des UVCB, ils ne peuvent être représentés par une structure chimique unique et la composition de leurs substances chimiques particulières reste donc mal définie. Le nombre, l'identité et la proportion des composés formant les différents groupes de carburant aviation portant le même n° CAS peuvent varier grandement selon les conditions d'exploitation, les matières de base utilisées et les unités de traitement. Par conséquent, aux fins de la modélisation, on a trouvé un ensemble de structures représentatives offrant des estimations moyennes pour toute la gamme de composants susceptibles de s'y retrouver. Plus précisément, ces structures ont été utilisées pour évaluer le devenir et les propriétés dangereuses de ces carburants aviation. Puisque plusieurs structures représentatives peuvent être associées à des composants du même type et ayant le même nombre d'atomes, il est entendu que des incertitudes subsistent quant à la structure de cette substance. On a utilisé les propriétés physiques et chimiques de 24 structures représentatives pour estimer le comportement général des carburants aviation et représenter l'échelle attendue des caractéristiques physiques et chimiques. Étant donné le nombre élevé de permutations probables du type et du pourcentage des structures des carburants aviation, les résultats de la modélisation restent incertains. Cependant, comme les carburants aviation contiennent en théorie peu d'hydrocarbures (compte tenu des plages d'ébullition des carburants aviation, qui limitent le nombre d'atomes de carbone des composants), le degré d'incertitude de la démarche est amoindri.

Étant donné les incertitudes inhérentes aux estimations modélisées, ces méthodes ne permettent pas de prévoir avec certitude la répartition dans les différents milieux environnementaux, la persistance et la bioaccumulation.

Les calculs de modélisation des FBA sont issus d'une grande base de données de valeurs mesurées de FBA des Grands Lacs pour des produits chimiques qui sont mal métabolisés (p. ex. des BPC). Dans le cas de la biotransformation métabolique, les prévisions modélisées des FBA sont généralement conformes aux FBA mesurés chez les poissons. Il est possible que ce modèle ne mesure pas adéquatement la biotransformation au premier niveau trophique des substances chimiques facilement biotransformées par les invertébrés et le plancton. Maints hydrocarbures pétroliers sont facilement métabolisés par les invertébrés, et encore plus facilement par les poissons. Les valeurs modélisées du $\log K_{oc}$ supérieures à 8 n'ont pas été utilisées en raison des limites du modèle (Arnot et Gobas, 2003; Arnot *et al.*, 2008).

L'utilisation de données historiques sur les déversements de la base de données NEMISIS (Environnement Canada, 2011) demeure incertaine dans la mesure où elle ne fait pas de distinction entre les déversements d'essences aviation et les déversements de carburéacteur. Cette incertitude est toutefois compensée par un rajustement proportionnel des déversements en fonction des quantités connues (Statistique Canada, 2009) des deux

substances produites par les raffineries. Les exigences de déclaration à NEMISIS sont limitées aux rejets de substances concernant ou touchant un ministère ou un organisme fédéral, une installation gouvernementale fédérale ou des terres autochtones; ou des rejets qui enfreignent la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* ou la *Loi sur les pêches*; sur les rejets qui ont une incidence sur les poissons, les oiseaux migratoires ou les espèces à risque, ou encore sur les frontières interprovinciales ou internationales; et les rejets provenant des navires. Par conséquent, il est possible que la base de données NEMISIS sous-estime les déversements à l'échelle nationale, notamment les déversements dans le sol. Néanmoins, étant donné que les déversements d'essences aviation se produiront en grande partie sur le territoire domanial (aéroports), cette incertitude est réduite.

Un certain nombre d'hypothèses ont été avancées concernant l'emplacement des déversements et, par conséquent, leur importance environnementale. Des incertitudes sont associées à ces hypothèses. Pour traiter les hypothèses relativement à l'emplacement des déversements pendant le transport par des véhicules motorisés, une fourchette est proposée pour le nombre de rejets provenant de cette source, en reconnaissant que le véritable chiffre se situe entre les deux extrêmes.

10 Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine

10.1 Évaluation de l'exposition

La population canadienne en général (excluant les pilotes privés dont il est question ci-dessous) n'a pas un accès direct aux carburants aviation et il est par conséquent peu probable qu'elle y soit exposée par voie orale ou cutanée (Tharby, 2010; CONCAWE, 1999).

La population canadienne en général peut être exposée à la fraction volatile des carburants aviation en raison des émissions par évaporation pendant la manutention et le stockage dans les aéroports et aux installations de stockage en vrac. En raison du nombre limité de renseignements concernant l'évaporation associée à ces mélanges complexes dans leur ensemble, on a jugé qu'il était pertinent de caractériser le rejet de composants précis. Le benzène a été choisi à partir de la liste des composants qui causent un large éventail d'effets toxiques potentiels, étant donné qu'il s'agit d'un composant très dangereux des carburants aviation qui représenterait des risques pour la santé humaine. Il a été décrit comme l'un des plus dangereux composants des carburants aviation (Egeghy *et al.*, 2003).

Les pilotes privés peuvent possiblement être exposés de façon intermittente à l'essence aviation lors du ravitaillement des petits appareils à moteur à pistons (Tharby, 2010). Comme l'obtention du brevet de pilotage exige une très longue formation (sur les techniques de ravitaillement et d'atterrissage; les inspections visuelles des quantités de carburant et de contamination; l'utilisation de carburants ayant un indice d'octane approprié et des fiches carburant, etc. [Transports Canada, 2010]), ainsi que la nature de

l'exposition intermittente, ce scénario n'est pas pris en considération dans cette évaluation.

Contrairement à l'utilisation relativement uniforme d'essence aviation dans les petits aéroports et terrains d'aviation privés au Canada, 85 % de la quantité totale de carburéacteur est consommée par huit grands aéroports à l'échelle nationale (Tharby, 2010). À un important aéroport canadien, le ravitaillement des aéronefs requiert annuellement quelque deux milliards de litres au carburant. Si on considère que les carburants entreposés peuvent émettre des émissions par évaporation et que des vapeurs de carburant peuvent s'échapper au bout des ailes des aéronefs pendant le ravitaillement, il est possible d'être exposé à ces rejets à proximité de ces aéroports (Tharby, 2010). L'exposition de la population générale aux émissions par évaporation de carburéacteur, par voie d'inhalation, peut se produire aux principaux aéroports du pays.

L'exposition par inhalation à proximité des petits aéroports et terrains d'aviation privés est beaucoup plus faible et on considère qu'elle est prise en compte par les scénarios d'exposition décrits ci-dessous pour l'entreposage du carburéacteur et la manutention dans les principaux aéroports du pays.

Les estimations de l'exposition par inhalation aux émissions par évaporation de carburant aviation sont déduites pour des scénarios d'exposition à court terme des passagers aériens aux principaux aéroports, et d'exposition à long terme des personnes qui habitent à proximité de grands aéroports ou d'installations de stockage de carburant en vrac.

10.1.1 Estimations de l'exposition humaine (par inhalation)

10.1.1.1 Exposition à court terme dans les aéroports canadiens

La population en général peut être exposée aux émissions par évaporation des carburants aviation, y compris le benzène, un composant très dangereux des carburants aviation, dans les aéroports canadiens. Pour le scénario d'exposition à court terme, une personne était présente pendant quatre heures à un important aéroport canadien situé à 300 m de la source des émissions par évaporation.

Des données récentes de surveillance de l'air aux aéroports canadiens n'étaient pas disponibles aux fins de détermination des concentrations d'exposition à court terme aux polluants atmosphériques. Il existe également peu de données de surveillance de l'air aéroports internationaux. Aux aéroports de Hambourg et Francfort, en Allemagne, Tesseraux (2004) a déterminé que les concentrations annuelles de benzène dans l'air sont 1 et 2,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivement. De plus, une étude de surveillance de l'air en milieu de travail auprès d'employés de la United States Air Force à un aéroport militaire très achalandé a indiqué une concentration médiane d'exposition à court terme au benzène de 3,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ chez les employés ne manipulant pas ou ne travaillant pas à proximité de carburants aviation (Egeghy et al., 2003; Pleil *et al.*, 2000). Ces données peuvent inclure

des contributions provenant de la pollution atmosphérique ambiante de fond, des gaz d'échappement des avions et des automobiles, les émissions des carburants non brûlés et des gaz d'évaporation des véhicules de soutien au sol et du voisinage, ainsi que celles des systèmes de chauffage (alimentés à l'essence ou au diesel). Par conséquent, il n'est pas possible de déterminer le niveau d'exposition aux émissions par évaporation des carburants aviation, ni de déterminer la contribution de l'évaporation des carburants aviation aux concentrations de benzène dans l'air. Par conséquent, la modélisation des émissions par évaporation de carburant aviation a été utilisée pour estimer les concentrations d'exposition possible.

L'ampleur des émissions par évaporation associées à la présence et à la distribution de Jet A-1 (carburéacteur) à un important aéroport canadien a déjà été estimée varier de 90 à 180 kg par jour (Tharby, 2010; Woodrow, 2003). Ces rejets comprennent les vapeurs déplacées des réservoirs des aéronefs lors du ravitaillement, les émissions des réservoirs de stockage au cours du remplissage avec du carburant frais et les émissions par évaporation des véhicules de ravitaillement. Cet intervalle d'émissions a été utilisé pour les calculs effectués avec SCREEN3 (1996; se reporter ci-après pour une description du modèle) afin de déterminer la dispersion et, par le fait même, la concentration dans l'air à des distances variées des foyers d'émissions respectifs (les variables d'entrée sont données au tableau F-1 de l'annexe F).

SCREEN3 est un modèle de dispersion atmosphérique gaussien au niveau de l'évaluation qui se fonde sur le modèle Industrial Source Complex (ISC) pour évaluer les concentrations d'agents polluants provenant de diverses sources dans un complexe industriel. La principale variable déterminante de la dispersion atmosphérique dans le modèle SCREEN3 est le vent. La concentration d'exposition calculée maximale est choisie en fonction d'une matrice de données météorologiques intégrée de différentes combinaisons de conditions météorologiques, y compris la vitesse du vent, la turbulence et l'humidité. Ce modèle prédit les concentrations qui en résultent directement à partir de rejets de sources ponctuelles, diffuses et volumiques. SCREEN3 donne les concentrations maximales d'une substance à une hauteur choisie des points de réception et à diverses distances d'une source de rejet dans la direction du vent en provenance du vent dominant une heure après un rejet donné. Au cours d'une période de 24 heures, pour les émissions provenant de sources ponctuelles, la concentration maximale pendant une heure (évaluée par la version 3 de ISC) est multipliée par un facteur de 0,4 pour tenir compte des orientations variables du vent. Cela permet d'obtenir une estimation des concentrations maximales dans l'air pour 24 heures d'exposition (USEPA, 1992). De même, en ce qui concerne les expositions qui se sont produites pendant une année, on peut s'attendre à ce que la direction des vents courants varie davantage et diffère de la direction du vent pour un seul événement. Par conséquent, la concentration d'exposition maximale répartie sur une année est calculée en multipliant la concentration maximale d'une heure d'exposition par un facteur de 0,08. De tels facteurs d'échelle ne sont pas utilisés pour les émissions provenant de sources non ponctuelles. Toutefois, pour éviter la surestimation des expositions de sources diffuses, un facteur de mise à l'échelle de 0,2 a été utilisé pour obtenir les concentrations d'exposition annuelles à partir de la valeur maximale d'une heure d'exposition, obtenue avec le modèle SCREEN3.

La modélisation de la dispersion des substances volatiles totales estimées (90 et 180 kg par jour) découlant du stockage et de la manutention à un important aéroport canadien a été utilisée pour estimer la concentration maximale de 24 heures des émissions à laquelle une personne pourrait être exposée (tableau F-2 de l'annexe F). À 300 m de la source de rejet, le total des substances volatiles dans l'air a été estimé à $14,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cette concentration a été utilisée pour représenter une estimation prudente de l'exposition par inhalation à court terme au carburant aviation.

Pour estimer l'exposition humaine au benzène découlant de l'exposition à la fraction volatile du carburant aviation, comme cela est expliqué ci-dessus, il est nécessaire de connaître la proportion de benzène dans la fraction volatile. Aucune donnée propre aux carburants aviation n'a été trouvée pour indiquer la concentration de benzène dans les vapeurs des carburants aviation. Cependant, il existe des données sur la composition de l'espace de tête (c.-à-d. vapeur) d'échantillons de carburant diesel. L'analyse de deux échantillons de carburant diesel (carburant diesel arctique et d'été) a révélé un pourcentage de benzène dans la phase gazeuse de 0,92 % et 3,00 %, respectivement (FLL, 2008). La concentration de benzène retrouvée dans l'espace de tête du carburant diesel fournit une approximation de la concentration que l'on pourrait retrouver dans le carburant aviation puisque les hydrocarbures du carburant diesel (comportant principalement de 10 à 25 atomes de carbone) ont une grande similitude avec ceux du carburéacteur (lequel est semblable au kérosène, une petite portion du groupe des gazoles, comportant principalement de 9 à 16 atomes de carbone) (CONCAWE, 2007). De plus, le pourcentage de benzène dans la phase liquide du carburant diesel et du carburéacteur JP-8 est généralement inférieur à 0,02 % (Egeghy *et al.*, 2003; CIRC, 1989b; Tharby, 2010). Il a également été démontré que le benzène, en raison de sa grande volatilité et de sa combustibilité inférieure à celle des alcanes, est présent dans la phase gazeuse en une quantité disproportionnellement plus élevée que sa concentration dans la phase liquide des carburéacteurs (Egeghy, 2003). Par conséquent, une valeur variant de 0,92 à 3,00 % a été prise en considération pour représenter la proportion des vapeurs des carburants aviation qui pourrait contenir du benzène.

En tant que proportion de la concentration maximale des substances volatiles de la limite supérieure après 24 heures de $14,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à 300 m, la concentration de benzène a donc été estimée varier de 0,14 à $0,44 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cette concentration de benzène (attribuable aux émissions par évaporation de carburant aviation à l'un des principaux aéroports canadiens) est inférieure à la concentration moyenne de benzène dans l'air ambiant au Canada ($0,88 \mu\text{g}/\text{m}^3$) (RNSPA, 2008).

D'autres modèles de dispersion atmosphérique, comme le modèle AERMOD de l'USEPA et le modèle d'évaluation préalable connexe AERSCREEN, sont disponibles. Ces modèles nécessitent des données topologiques et météorologiques provenant du site pour lequel le calcul de la dispersion sera effectué. Compte tenu de la nature de la présente évaluation préalable et de l'utilisation de SCREEN3 dans l'Exposure and Fate Assessment Screening Tool de l'Environmental Protection Agency des États-Unis, version 2.0

(EFAST), SCREEN3 a été sélectionné pour l'évaluation de l'exposition par inhalation au carburant aviation.

10.1.1.2 Exposition à long terme à proximité des aéroports canadiens

Les émissions par évaporation qui proviennent du stockage et de la manutention des carburants aviation aux aéroports peuvent se disperser hors du périmètre de l'aéroport, exposant possiblement la population générale qui habite à proximité. À l'aide de SCREEN3, la dispersion dans l'air a été modélisée pour estimer les niveaux d'exposition à la fraction de substances volatiles provenant du carburant aviation à des distances variées de la source d'émission. Les taux d'émission ont été estimés à partir des estimations des émissions fugitives totales de 90 à 180 kg par jour de Jet A-1 à l'un des importants aéroports canadiens (Tharby, 2010; Woodrow, 2003). Les résultats enregistrés à 3 000 m d'une source d'émission (soit la distance probable entre la source d'émission et les résidences autour de l'aéroport) indiquent une concentration annuelle moyenne de 4,7 à 9,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de la fraction de substances volatiles (tableau F-2 de l'annexe F). En sachant que la proportion de benzène varie de 0,92 à 3 %, l'exposition annuelle moyenne à 3 000 m au benzène provenant du carburant aviation devrait se situer entre 0,04 et 0,14 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (pour les émissions minimales de 90 kg de substances volatiles) et entre 0,09 à 0,28 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (pour les émissions maximales de 180 kg de substances volatiles). Ces niveaux sont en accord avec la concentration moyenne de benzène au Canada dans l'air ambiant (0,88 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) (RNSPA, 2008).

10.1.1.3 Exposition à long terme à proximité de réservoirs de stockage de carburant aviation

Dans la plupart des raffineries et autres installations pétrolières (p. ex. terminaux, dépôts de stockage), on trouve des équipements utilisés pour le stockage temporaire des carburants aviation et d'autres produits finis prêts à la distribution. La nature stationnaire de ces réservoirs et la production constante ainsi que le roulement des produits finis donnent lieu à des gaz d'évaporation, du fait que les réservoirs de stockage ont une perte de stationnement (par respiration) ainsi qu'un déplacement de vapeurs pendant le chargement de la substance (USEPA, 2006). Le niveau des émissions peut varier selon la conception et la taille des réservoirs, leur entretien, les propriétés de la substance stockée, la nature des opérations qui y sont faites (remplissage, vidange, aucune opération), et la vitesse du vent (Chambers et al., 2008). Une analyse des cartes aériennes de raffineries et d'autres genres d'installations (comme celles mentionnées auparavant), et des parcs de réservoirs qui y sont associés (réservoirs de stockage en grande quantité) indique que des quartiers résidentiels peuvent se trouver à proximité des zones de stockage. Par conséquent, les gaz d'évaporation des réservoirs de stockage des carburants aviation dans les raffineries peut être une source d'exposition aux vapeurs des carburants pour la population générale à proximité des installations de stockage en vrac.

Les installations de stockage en vrac ont été reconnues comme une source d'émissions au Canada par l'Alberta Research Council, et ces émissions ont été quantifiées par la méthode d'absorption différentielle de détection et télémétrie par ondes lumineuses (DIAL) (Chambers et Strosher, 2006; Chambers *et al.*, 2008; USEPA, 2006, 2010). La technologie LIDAR est utilisée en Europe depuis plus de 20 ans pour recenser et quantifier les émissions provenant de foyers précis dans les raffineries, et pour faciliter la réduction ciblée des émissions (Chambers et Strosher, 2006; Chambers *et al.*, 2008) Dans une installation canadienne, Spectrasyne Environmental Surveying a mesuré un taux d'émissions provenant du carburant diesel contenu dans des réservoirs à toit fixe de 0,02 kg/h-réservoir (Spectrasyne, 2011).

Un scénario d'émissions de benzène provenant d'une installation contenant deux réservoirs de stockage de carburant aviation à toit fixe dans un secteur de $50 \times 100 \text{ m}^2$ a par conséquent été utilisé. À l'aide de la modélisation de SCREEN3 pour un taux d'émissions de benzène de 0,02 kg/h par réservoir et une hauteur de rejet de 10 m (les paramètres d'entrée de la modélisation sont données au tableau F-3 de l'annexe F), la concentration maximale de benzène a été établie à 130 m depuis le centre de l'installation. À cette distance, la concentration moyenne annuelle dans l'air ambiant de benzène à un point de réception de 1,74 m a été déterminée entre $1,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$. À 300 m du centre de l'installation, soit la distance à laquelle se trouvent des résidences, la teneur en benzène des émissions des deux réservoirs de stockage est de $0,91 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ce niveau est envisagé dans le contexte d'un scénario prudent, en tenant pour acquis que la teneur moyenne en benzène dans l'air ambiant au Canada est de $0,88 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

10.2 Évaluation des effets sur la santé

Assez peu de données sont disponibles concernant les effets sur la santé des carburants aviation portant les n^{os} CAS visés par la présente évaluation préalable. On a recensé quelques études sur une essence aviation (n^o CAS 64741-87-3), mais aucune information concernant les deux autres substances visées (n^{os} CAS 68527-27-5 et 64741-86-2). Par conséquent, le kérosène (de distillation directe et hydrodésulfuré) et des carburéacteurs apparentés (p. ex., JP-5, JP-8, Jet-A, Jet-A1) ont été choisis pour la caractérisation des effets sur la santé qui sont représentatifs des carburants aviation. Le kérosène s'apparente au carburéacteur (n^o CAS 64741-86-2) sur les plans du traitement et des propriétés physico-chimiques, mais il est assujéti à des normes de raffinage moins sévères et il n'est pas enrichi des mêmes additifs que les carburants aviation. Le JP-5, le JP-8 et le Jet-A sont des carburéacteurs utilisés à des fins militaires et commerciales et, à ce titre, ils sont pertinents aux fins d'une évaluation des effets sur la santé des carburants aviation. Dans une analyse de caractérisation préalable des dangers, l'Agence américaine de protection de l'environnement (USEPA, 2011) inclut les carburéacteurs, le Jet A et le Jet A-1 dans les substances à l'appui dans la catégorie kérosène/carburéacteur.

L'annexe G présente l'information recueillie sur les effets sur la santé des carburants aviation et des substances apparentées. La section qui suit donne un aperçu des principales études sur les effets sur la santé de l'exposition aux carburants aviation.

La substance n° CAS 64741-87-3 et le kérosène induisent une faible toxicité aiguë chez les animaux de laboratoire exposés par voie orale ($DL_{50} > 5000$ mg/kg p.c.) ou cutanée ($DL_{50} > 2000$ mg/kg p.c.), ainsi que par inhalation ($CL_{50} > 5000$ mg/m³). Ces substances ne provoquent pas de réaction de sensibilisation cutanée, mais elles peuvent induire une irritation oculaire légère ou une irritation cutanée de légère à grave (API, 1980a, 1985a, 1986a; ATDAEI, 1990). Chez des souris C57Bl/6 femelles exposées par le nez uniquement pendant une heure à 1 000 mg/m³ de JP-8, on a observé des réactions immédiates d'immunosuppression, une réduction des cellules immunitaires viables, ainsi qu'une baisse significative du poids des organes immunitaires (Harris *et al.*, 2002). Chaque heure d'exposition en plus a résulté en une aggravation de l'immunosuppression (Harris *et al.*, 1997, 2007b).

Une irritation cutanée est le seul effet observé par suite de l'exposition de rats Sprague-Dawley (SD) mâles et femelles à de l'essence aviation (n° CAS 64741-87-3), à raison de 678 mg/kg p.c. par jour, 5 jours par semaine pendant 4 semaines (UBTL, 1994). Une augmentation du poids de la rate et une diminution du nombre de globules rouges ont été observées chez les lapins exposés par voie cutanée à 200 mg/kg p.c. (une dose minimale avec effet nocif observé (DMENO) de kérosène) trois fois par semaine pendant quatre semaines (API, 1985a). L'immunosuppression (révélée par l'induction altérée de l'hypersensibilité de contact et la suppression de la réaction d'hypersensibilité de type décalé) chez des souris femelles a été observée après une exposition cutanée au JP-8 à raison de 1 140 mg/kg p.c., une fois par jour pendant cinq jours (Ullrich, 1999). Aucun phénomène d'immunosuppression n'a été observé chez des rates SD exposées à 495 mg/kg p.c. de carburant Jet-A tous les jours pendant quatre semaines (Mann *et al.*, 2008).

L'encombrement généralisé de l'épithélium bronchiolaire et diverses altérations des cellules de type II de l'épithélium alvéolaire, dont une augmentation du nombre et de la taille des corps lamellaires producteurs de surfactants, ont été observés chez des souris C57Bl/6 mâles exposés par voie nasale seulement à des vapeurs et des aérosols de JP-8, à raison de 45 mg/m³ (une CMENO), une heure par jour pendant sept jours (Herrin *et al.*, 2006). Dans une autre étude, des groupes de souris B6.A.D. mâles ont été exposés à des concentrations de JP-8 à raison de 0, 7, 12, 26, 48 et de 118 mg/m³, une heure par jour pendant sept jours (Robledo *et al.*, 2000). L'amalgame vapeurs-aérosols dans cette étude aurait entraîné des expositions à 0, 57, 97, 211, 390 et 960 mg/m³ (précision apportée par Herrin *et al.*, 2006). Par conséquent, l'exposition à une dose de 390 mg/m³ a donné lieu à une augmentation de la perméabilité alvéolaire et de la quantité totale de protéines dans le liquide de lavage bronchioalvéolaire, ainsi que l'apparition de lésions pulmonaires et alvéolaires proportionnelles à la concentration au niveau morphologique. Bien que ces effets ne soient accompagnés d'aucun trouble respiratoire, les auteurs les ont qualifiés de nocifs en raison de leur dépendance à la concentration et du risque qu'ils soient précurseurs de troubles respiratoires à long terme. Une autre étude menée chez des souris exposées à du JP-8 a permis d'observer des diminutions marquées de la viabilité des cellules thymiques et la prolifération des cellules immunitaires spléniques proportionnelles à la concentration à 810 mg/m³, soit la concentration la plus faible utilisée aux fins de l'étude (le groupe exposé à la dose de 100 mg/m³ a en réalité été

exposé à un niveau d'exposition combiné des vapeurs et des aérosols qui équivaut à 810 mg/m^3) (Harris *et al.*, 1997). Les souris exposées à $1\,000 \text{ mg/m}^3$ une fois par jour pendant sept jours ont démontré une réduction de la réaction immunitaire à une infection grippale, la viabilité moindre des cellules immunitaires, la réduction de la prolifération des cellules immunitaires en présence de mitogènes, ainsi qu'une diminution des lymphocytes T ganglionnaires (Harris *et al.*, 2008). L'exposition de rats à $1\,000 \text{ mg/m}^3$ de JP-8 pendant six heures, cinq jours par semaine pendant six semaines, a eu des effets significatifs sur les fonctions neurologiques (Rossi *et al.*, 2001).

Une CMENO de 58 mg/m^3 a été établie d'après une diminution du glucose sanguin chez des rats Wistar exposés à des vapeurs de kérosène six heures par jour, six jours par semaine pendant 14 semaines (Starek et Vojtisek, 1986). Dans une autre étude, des rats mâles exposés à des doses de 150 mg/m^3 de JP-5 (vapeurs et aérosols) pendant 90 jours ont présenté des symptômes de néphrotoxicité. On pense que cet effet négatif est lié à une protéine unique et propre aux rats mâles, alpha-2-microglobuline, et qu'il n'est donc pas pertinent pour une étude sur la santé humaine. L'exposition par inhalation à une dose de 750 mg/m^3 de JP-5 a provoqué un ralentissement de la croissance des rats mâles et une augmentation statistiquement significative des taux sériques de créatine et d'azote uréique dans le sang chez les deux sexes (Bruner, 1984; Gaworski *et al.*, 1984; MacNaughton et Uddin, 1984). Dans une autre étude, on a observé des modifications histologiques de la moelle osseuse (réduction de 10 % des adipocytes) et une faible multiplication cellulaire chez des rats mâles exposés à 250 mg/m^3 de JP-5 par inhalation (Hanas *et al.*, 2010).

Aucun effet nocif n'a été démontré chez des rats à qui on a administré de $3\,000 \text{ mg/kg}$ par jour de JP-8 pendant 90 jours (Mattie *et al.*, 1995). Dans une étude de l'exposition cutanée subchronique chez des rats SD mâles et femelles exposés à 165, 330 ou 495 mg/kg p.c. de kérosène hydrosulfuré tous les jours pendant 13 semaines, des irritations cutanées et une augmentation du poids de la rate proportionnelles à la dose sont apparues chez les femelles ayant reçu de fortes doses (USEPA, 2011).

On n'a recensé aucune étude sur les effets des carburants aviation sur le développement et la reproduction. Le kérosène et le combustible Jet-A n'ont entraîné aucun effet toxique pour la reproduction ou le développement chez des rats exposés à des concentrations élevées (concentration sans effet nocif observé de $2\,780$ et $2\,945 \text{ mg/m}^3$) par inhalation (API, 1979a, 1979b; CIRC, 1989a). À l'inverse, on a observé des effets sur le développement de souris C57Bl/6 exposées à du JP-8. Des souris mères ont été exposées par inhalation à des aérosols de JP-8 de $1\,000 \text{ mg/m}^3$, dans le cadre d'une étude portant sur une seule concentration, pendant une heure tous les jours à partir des jours de gestation 7 ou 15 jusqu'à la naissance. Des effets nocifs ont été observés chez les mères et les nouveau-nés des deux groupes, notamment une immunosuppression statistiquement significative mesurée de six à huit semaines après la naissance. D'autres effets statistiquement significatifs incluent la diminution du poids de la rate et des cellules spléniques (nouveau-nés), la diminution du poids du thymus et des précurseurs des cellules T (mères et nouveau-nés), ainsi qu'une diminution de la taille des portées. Les taux de survie à la naissance des nouveau-nés mâles ont également diminué (Harris *et al.*, 2007a).

Une étude sur l'exposition cutanée chronique a évalué les paramètres des effets non cancérogènes des carburants aviation. On n'a enregistré aucun effet significatif sur la santé chez des souris mâles exposées à une dose de 970 mg/kg p.c. d'essence aviation (n° CA 64741-87-3) deux fois par semaine à vie. Toutefois, on a observé une desquamation allant de légère à modérée, accompagnée d'une légère irritation et de croûtes au site d'application (API, 1989a). Au terme d'une étude analogue sur l'exposition cutanée de souris mâles et femelles à du JP-5, la DMENO a été fixée à 250 mg/kg p.c. d'après une hausse marquée de l'ulcération, de l'inflammation et de l'hyperplasie épithéliale au site d'application (NTP, 1986). On a également observé des ulcérations et de l'irritation au site d'application chez des souris après une exposition cutanée chronique au kérosène, à raison de 1 170 mg/kg p.c. deux fois par semaine pendant 24 mois (API, 1986c). Chez ces mêmes souris, on a également noté une augmentation absolue et relative du poids du foie, des poumons et des reins. Des souris soumises à une exposition cutanée au JP-5 ou au JP-8, à raison de 1 070 mg/kg p.c. trois fois par semaine pendant 60 semaines, ont présenté des lésions rénales, une atrophie et une dégénérescence du néphron, ainsi qu'une nécrose papillaire (Easley *et al.*, 1982).

Le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC, 1989a) a classé le « jet fuel » (carburéacteur, n° CAS non attribué) parmi les substances cancérogènes du groupe 3 (substances inclassables quant à leur cancérogénicité pour l'homme – données inappropriées chez l'homme et inadéquates ou limitées chez les animaux) (CIRC, 1989a). La classification est fondée notamment sur les données concernant les effets sur la santé du kérosène (n° CAS 8008-20-6). Les carburants aviation n°s CAS 64741-86-2, 64741-87-3 et 68527-27-5 appartiennent au groupe 2 (substance pouvant causer le cancer) selon la Commission européenne (Commission européenne, 2004, ESIS, c1995-2012). Les descriptions du risque R65 pour la classification et l'étiquetage (nocif : peut causer des dommages pulmonaires si avalée) et R46 (peut causer des altérations génétiques héréditaires) ont aussi été assignées aux n°s CAS 64741-87-3 et 68527-27-5 par la Commission européenne.

Des études sur la cancérogénicité qui ont évalué les carburants aviation ont été observées uniquement pour l'essence aviation (n° CAS 64741-87-3). Un nombre négligeable de tumeurs cutanées a été observé chez des souris mâles ayant reçu une application cutanée de 970 mg/kg p.c. d'essence aviation deux fois par semaine à vie (Skisak *et al.*, 1994). Trois des 50 souris ont contracté des tumeurs cutanées dans le groupe expérimental (deux ont développé un papillome spinocellulaire, et l'autre un carcinome squameux) avec une latence moyenne pour la formation des tumeurs de 113 semaines. Au sein du groupe témoin ayant reçu le véhicule (toluène), trois souris ont développé un carcinome squameux, et une a développé un fibrosarcome. Dans une autre étude longitudinale de badigeonnage de la peau avec de l'essence aviation, quatre souris sur 50 ont contracté des tumeurs cutanées bénignes avec une latence moyenne de 112 semaines (API, 1986b et 1986d). Dans une autre étude, des souris mâles ont été exposées par badigeonnage à 970 mg/kg p.c. deux fois par semaine pendant 139 semaines. Les sujets ont contracté des tumeurs bénignes et malignes selon une incidence comparable à celle qui a été observée chez les groupes témoins négatifs et exposés au solvant (API, 1989a). Les études sur les

capacités d'initiation et de promotion tumorales de l'essence aviation ont donné des résultats négatifs (Skisak *et al.*, 1994).

Des études ont été menées sur la cancérogénicité de substances liées aux carburants aviation. Dans le cadre de deux études au cours desquelles on a appliqué du combustible Jet-A sur la peau de souris 3 fois par semaine pendant 105 semaines, on a observé l'apparition de tumeurs cutanées dans 26 et 44 % des cas, la latence moyenne de formation des tumeurs étant de 79 semaines (Clark *et al.*, 1988; Freeman *et al.*, 1993). Le kérosène de distillation directe a été testé au cours de trois essais par badigeonnage chez des souris, sur des périodes allant de 80 semaines à toute la vie. Toutes les études ont donné lieu à une incidence supérieure des tumeurs cutanées au sein des groupes expérimentaux par rapport aux groupes témoins, allant de 4 sur 27 à 20 sur 50. La latence moyenne pour la formation de tumeurs va de 62 à 76 semaines (Blackburn *et al.*, 1986; CONCAWE, 1991; API, 1986c). Dans une autre étude, une application quotidienne de combustible JP-5 à des souris, en concentrations de 250 ou 500 mg/kg p.c. pendant 103 semaines, a induit la formation de lymphomes malins chez les femelles, avec une incidence de 19 sur 49 et de 5 sur 47 respectivement. Toutefois, les taux d'incidence correspondent aux taux observés chez les groupes témoins historiques non exposés, et ne peuvent donc être déclarés comme étant attribuables à la substance testée (NTP, 1986).

Le potentiel de génotoxicité des carburants aviation a été testé dans divers essais *in vivo* et *in vitro*. Les essais sur la génotoxicité de l'essence aviation (n° CAS 64741-87-3) ont donné des résultats négatifs. Dans le cadre d'un essai d'aberration chromosomique *in vivo*, des rats SD mâles et femelles ont été exposés par inhalation à des doses maximales de 5 443 mg/m³, six heures par jour pendant 5 jours. On n'a observé aucune aberration chromosomique dans la moelle osseuse (API, 1986e). Un essai *in vitro* n'a induit aucun lymphome chez des souris exposées, avec ou sans activation métabolique de la substance d'essai (API, 1985c).

La génotoxicité de kérosène et des carburéacteurs a également fait l'objet de quelques essais. Un essai sur le combustible Jet-A a donné des résultats positifs pour ce qui est des aberrations chromosomiques chez des rats; deux autres essais *in vivo* d'induction de micronoyaux chez des souris ont eu des résultats variables, positifs dans un cas et négatifs dans l'autre (API, 1979c; Conaway *et al.*, 1984; Vijayalaxmi *et al.*, 2004, 2006). Un essai *in vitro* a entraîné la formation de lymphomes chez des souris après activation de la fraction S9 (Conaway *et al.*, 1984). Des essais *in vivo* sur le kérosène ont donné des résultats variables pour ce qui est des échanges de chromatides sœurs (API, 1988), mais les essais cytogénétiques sur la moelle osseuse chez des rats se sont révélés négatifs (API, 1977, 1979c, 1984, 1985c). Eu égard au kérosène, le test d'Ames modifié et l'essai sur lymphome de la souris *in vitro* ont également produit des résultats variables (API, 1977, 1979c, 1985d; Blackburn *et al.*, 1986; CONCAWE, 1991). Des essais sur le JP-8 (induction de micronoyaux *in vivo* ont aussi donné des résultats variables : ils sont positifs dans le sang périphérique des souris, mais négatifs dans la moelle osseuse et le sang périphérique des souris (Vijayalaxmi *et al.*, 2004, 2006). Des essais *in vitro* sur les combustibles JP-8 et JP-8+100 (induction de ruptures de brins d'ADN et lésions) ont donné des résultats positifs (Grant *et al.*, 2001; Jackman *et al.*, 2002). Les résultats pour

le JP-5 sont négatifs au test d'Ames et aux essais sur lymphome de la souris, avec ou sans activation, mais on a relevé des dommages à l'ADM des cellules sanguines (NTP, 1986; Jackman *et al.*, 2002).

Plusieurs études d'épidémiologie professionnelle de l'exposition aux carburéacteurs ont été menées. Une étude transversale menée auprès de 63 employés de la US Air Force a révélé que les femmes exposées à de fortes concentrations dans l'air respirable d'hydrocarbures aliphatiques de JP-8 (moyenne de 280 ppb d'hexane à un décane) présentaient une baisse significative des niveaux d'hormones lutéinisantes dans l'urine ($p = 0,007$), révélatrice d'un lien entre l'exposition au carburéacteur et de probables effets nocifs sur la reproduction. De plus, on a noté une tendance à la baisse des hormones lutéinisantes dans l'urine ($p = 0,01$) et de prégnanediol-3-glucuronide ($p = 0,08$) à la phase moyenne lutéale dans le groupe exposé aux plus fortes concentrations dans l'air respirable (moyenne = 74 ppb) de BTEX (Reutman *et al.*, 2002). Une étude cas-témoin auprès de 3 726 hommes atteints de cancer a révélé un risque en excès (ratio d'incidence) du cancer du rein chez les travailleurs exposés de façon importante à l'essence aviation ou au carburéacteur de 3,9 et 3,4 (intervalle de confiance de 90 % de 1,7 à 8,8 et de 1,5 à 7,6) respectivement (Siemiatycki *et al.*, 1987). Cette étude ne permet toutefois pas d'établir un lien de cause à effet non équivoque puisque les travailleurs étaient souvent exposés à d'autres substances, et que les niveaux d'exposition absolus ne sont pas connus. Récemment, on a attribué au JP-8 des effets sur le système immunitaire à des niveaux d'exposition professionnelle par inhalation inférieurs à 50 mg/m^3 , y compris l'augmentation instantanée des neutrophiles et des éosinophiles, ainsi que la baisse du nombre total de leucocytes dans le sang périphérique (Harris, 2011). D'autres études ont révélé que l'exposition au carburéacteur peut avoir des effets nocifs sur les fonctions neurologiques, dont les fonctions d'apprentissage associé, la vitesse sensorimotrice et les fonctions de haut niveau régies par le tronc cérébral (Knave *et al.*, 1978, 1979; Odkvist *et al.*, 1987; Ritchie *et al.*, 2001a).

La teneur en benzène, un composant de risque élevé, dans les carburants aviation est inférieure à 0,02 % (poids/poids [p/p]) mais, en raison de sa forte volatilité, le benzène peut représenter jusqu'à 3 % des vapeurs de carburant aviation (déterminé à l'aide de la technique de tête pour des échantillons de carburant diesel). Santé Canada, en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999), a évalué le benzène (Canada, 1993); il a été déterminé comme un cancérigène et a été inscrit sur la Liste des substances toxiques de l'annexe 1 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999). De la même manière, le CIRC classe le benzène comme un cancérigène du groupe 1 (cancérigène pour l'homme) (CIRC 1987, 2004, 2007). Des estimations du potentiel cancérigène lié à l'exposition par inhalation au benzène ont déjà été publiées par le gouvernement du Canada. La concentration tumorigène de 5 % (CT₀₅) pour le benzène a été établie à $14,7 \times 10^3 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ (Canada, 1993a) à partir de l'enquête épidémiologique de Rinsky *et al.*, 1987). La CT₀₅ se définit comme la concentration atmosphérique d'une substance, associée à une augmentation de 5 % de l'incidence des tumeurs ou de la mortalité due à des tumeurs (Santé Canada, 1996). Les valeurs de référence pour le benzène provenant d'autres organismes internationaux (USEPA, 2000;

OMS, 2000) sont semblables à la CT₀₅ utilisée ci-dessous pour la caractérisation des risques pour la santé humaine.

Pour ce qui est des effets d'une exposition à court terme par inhalation de benzène, Santé Canada a recensé une autre étude critique sur des animaux et une concentration d'effet de 32 mg/m³, d'après les effets immunologiques chez les souris après une exposition de six heures par jour pendant six jours (Rozen *et al.*, 1984). Le Rapport d'évaluation pour le benzène de la Liste des substances d'intérêt prioritaire résume les études de Rinsky *et al.* (1987) et de Rozen *et al.* (1984) (Canada, 1993).

10.3 Caractérisation des risques pour la santé humaine

Une attention prioritaire a été accordée à la prise de mesures à l'égard des carburants aviation durant la catégorisation visant la Liste intérieure des substances (LIS), car on estime qu'ils présentent le plus fort risque d'exposition ou un risque d'exposition intermédiaire pour les particuliers au Canada et que leur risque pour la santé humaine est élevé. Un effet critique pour la catégorisation initiale des carburants aviation était la cancérogénicité, en se fondant principalement sur les classifications par des organismes internationaux. Les carburants aviation appartiennent au groupe 2 (substance pouvant causer le cancer) selon la Commission européenne (Commission européenne, 2004; ESIS, c1995-2012).

L'exposition aux vapeurs de carburant aviation peut survenir à proximité des aéroports et des installations de stockage de carburant. La caractérisation du risque associé à une exposition par inhalation à court terme dans les aéroports a nécessité la prise en compte de données des effets sur la santé de la fraction volatile des carburants aviation et du benzène, un composant très dangereux. Les expositions par inhalation à long terme à proximité des aéroports et des installations de stockage en vrac nécessitent la prise en compte des données relatives aux effets sur la santé pour le benzène.

10.3.1 Exposition à court terme dans les aéroports canadiens

Le scénario d'une personne présente pendant quatre heures à un important aéroport et se trouvant à 300 m de la source d'émissions par évaporation de carburant aviation a été pris en compte. On n'a répertorié aucune donnée de surveillance canadienne récente qui aurait permis de caractériser les risques associés à de telles expositions potentielles. À partir d'une modélisation de la dispersion et de la concentration dans l'air des émissions par évaporation estimées pour le carburéacteur à l'un des principaux aéroports canadiens, la limite supérieure après 24 heures pour les composés organiques volatils totaux a été estimée à 14,8 µg/m³ à 300 m de la source de rejet. Si on compare cette estimation à la dose sans effet cancérogène à court terme de 45 mg/m³ établie chez les souris (résultant en un encombrement généralisé de l'épithélium bronchiolaire après un protocole d'exposition au carburéacteur de 1 h par jour pendant 7 jours) (Herrin *et al.*, 2006) la marge d'exposition (ME) est établie à 3 000. Si on compare le niveau d'exposition au benzène de 0,14 à 0,44 µg/m³ à 300 m (le benzène représentant de 0,92 à 3 % du niveau

estimé de composés organiques volatils totaux), avec la dose sans effet cancérigène à court terme de 32 mg/m^3 pour le benzène (d'après les effets immunologiques chez des souris mâles soumises à un protocole d'exposition de 6 heures par jour pendant 6 jours) (Rozen *et al.*, 1984), la marge d'exposition s'étend de 73 000 à 228 000 environ. Ces marges d'exposition sont jugées pertinentes pour élucider certaines incertitudes concernant l'exposition et les effets sur la santé.

10.3.2 Exposition à long terme à proximité des aéroports ou des installations de stockage en vrac

10.3.2.1 Aéroports

La modélisation de la dispersion atmosphérique des quantités minimales et maximales quotidiennes de composés organiques volatils (90 et 180 kg, respectivement) découlant du stockage et de la manutention du carburéacteur Jet A-1 à l'un des principaux aéroports canadiens indique, qu'à 3 000 m du point de rejet, la concentration annuelle moyenne dans l'air de ces composés organiques volatils serait $4,7$ et $9,4 \text{ } \mu\text{g/m}^3$, respectivement. L'exposition au benzène en tant que proportion (0,92 à 3 %) des composés organiques volatils totaux serait de $0,04$ à $0,14 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ (estimation minimale des rejets) et $0,09$ à $0,28 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ (estimation maximale des rejets).

Afin de caractériser les risques découlant des expositions potentielles à long terme à ces émissions par évaporation, la concentration annuelle estimée de la limite supérieure du benzène ($0,28 \text{ } \mu\text{g/m}^3$) a été comparée à son pouvoir cancérigène ($14,7 \times 10^3 \text{ } \mu\text{g/m}^3$). La marge d'exposition résultante à 3 000 d'un aéroport est d'environ 52 500. Cette marge est jugée suffisante pour tenir compte des incertitudes concernant les effets sur la santé et l'exposition.

10.3.2.2 Installations de stockage en vrac

Il existe un potentiel d'exposition par inhalation aux émissions par évaporation du carburant aviation dans les environs des installations de stockage en vrac. Afin de caractériser les risques découlant des expositions potentielles à long terme de ces émissions, la concentration annuelle estimée de la limite supérieure du benzène ($0,91 \text{ } \mu\text{g/m}^3$) a été comparée à son pouvoir cancérigène ($14,7 \times 10^3 \text{ } \mu\text{g/m}^3$). La marge d'exposition résultante à 300 m d'une installation de stockage en vrac avec deux réservoirs de stockage contenant du carburant aviation est d'environ 16 000. Cette marge est jugée suffisante pour tenir compte des incertitudes concernant les effets sur la santé et l'exposition.

10.4 Incertitudes de l'évaluation des risques pour la santé humaine

Des incertitudes subsistent dans les estimations de la quantité quotidienne totale des composés organiques volatils s'échappant du carburéacteur Jet A-1 à l'un des principaux aéroports canadiens, dans la modélisation de ces dispersions, de même que dans la proportion de benzène présente dans la fraction volatile des carburants aviation. Par conséquent, on ne peut établir avec certitude les marges d'exposition à court et à long terme. Il serait utile de disposer de données de surveillance sur la quantité et la composition des émissions provenant des dispositifs d'aération des réservoirs carburant en bout d'aile des avions, au régime de ralenti et pendant le ravitaillement, pour estimer les niveaux d'exposition à proximité des aires d'embarquement.

Des variables intrinsèques influencent probablement les niveaux réels d'exposition à la fraction volatile des carburants aviation entreposés aux installations de stockage en vrac, y compris la taille, le nombre et l'état des réservoirs, de même que les débits de carburant, ainsi que la présence, l'importance et la durée des vents dominants. Ces variables ne sont pas identiques dans les sites d'entreposage, et les écarts de ces variables ne sont pas pris en compte dans l'estimation de l'exposition.

Pour les scénarios tenant compte du fait d'habiter à proximité des installations de stockage en vrac ou des aéroports, il existe des incertitudes dans la caractérisation du risque d'exposition à long terme, en raison de l'hypothèse selon laquelle l'exposition par inhalation se produit de façon continue. En outre, la présence d'un plus grand nombre de réservoirs de stockage de carburant ou d'une augmentation du débit dans une région définie ferait augmenter les estimations de l'exposition.

Comme les carburants aviation sont des UVCB, leur composition est définie de façon générale; or, les échantillons des substances étiquetés avec le même n° CAS peuvent varier quant au nombre, à l'identité et à la proportion des composés, selon les matières de base, les conditions d'exploitation et les unités de traitement utilisées pour produire le carburant final. Par conséquent, il est difficile d'obtenir un ensemble de données toxicologiques vraiment représentatif puisque la toxicité peut varier d'un lot à l'autre et entre chaque n° CAS. Pour ces raisons, toutes les données liées aux effets sur la santé disponibles sur les carburants aviation et les substances connexes ont été prises en compte.

L'incertitude découle également du fait que certains détails sur les animaux de laboratoire (p. ex. poids corporel) ou la substance d'essai (p. ex. densité) ne sont pas toujours mentionnés dans les études liées aux effets sur la santé, forçant ainsi l'utilisation de données normalisées. Ces paramètres peuvent ne pas être représentatifs des caractéristiques physiques des animaux de laboratoire ou des substances utilisées dans ces études.

Les incertitudes dans les estimations de l'exposition et dans la base de données sur les effets sur la santé sont liées à l'utilisation de benzène comme un seul élément pour caractériser le risque pour la population générale. Une grande variété de composants chimiques, dont les propriétés physiques et chimiques peuvent changer en fonction des effets découlant du mélange, sont présents dans les carburants aviation UVCB. La caractérisation du risque sur la base d'une seule substance très dangereuse peut avoir une

action protectrice contre des risques possibles posés par d'autres composés, mais ne peuvent pas prendre en compte les effets des mélanges de substances comportant des toxicités et des dangers différents (p. ex., l'influence sur la pharmacocinétique de l'exposition simultanée à plusieurs composantes et les propriétés pharmacodynamiques d'un seul composé).

La détermination des effets sur la santé des additifs individuels se trouvait en dehors de la portée de la présente évaluation.

11 Conclusion

Compte tenu de tous les éléments de preuve contenus dans la présente évaluation préalable, le risque associé à ces substances est faible pour les organismes et l'intégrité globale de l'environnement. Il est conclu que le carburéacteur (n° CAS 64741-86-2) et les essences aviation (n° CAS 64741-87-3 et 68527-27-5) ne répondent pas aux critères des alinéas 64(a) ou (b) de la LCPE 1999, puisqu'ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité, à une concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique, ou à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie.

Les marges d'exposition entre les estimations de la limite supérieure d'exposition aux émissions par évaporation du carburant aviation et les concentrations associées à un effet critique chez les animaux de laboratoire sont considérées comme adéquates pour tenir compte des incertitudes relativement aux effets sur la santé et l'exposition concernant les effets potentiels non cancérogènes. Les marges d'exposition entre les estimations de la limite supérieure d'exposition au benzène, un composant très dangereux des carburants aviation, et les estimations du potentiel cancérogène sont considérées comme adéquates pour tenir compte des incertitudes liées aux effets sur la santé et l'exposition concernant les effets cancérogènes liés à des expositions à long terme. Par conséquent, on conclut que le carburéacteur (n° CAS 64741-86-2) et les essences aviation (n° CAS 64741-87-3 et 68527-27-5) ne répondent pas au critère de l'alinéa 64c) de la LCPE (1999), puisqu'ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité, à une concentration ou dans des conditions qui constituent ou peuvent constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

On conclut donc que le carburéacteur (n° CAS 64741-86-2) et les essences aviation (n° CAS 64741-87-3 et 68527-27-5) ne répondent à aucun des critères énoncés dans l'article 64 de la LCPE (1999).

Références

- Albers, P.H., Gay, M.L. 1982. Unweathered and weathered aviation kerosine: Chemical characterization and effects on hatching success of duck eggs. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 28(4):430-434.
- [AOPWIN] Atmospheric Oxidation Program for Microsoft Windows. 2008. Version 1.92a. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm
- [API] American Petroleum Institute. 1977. Mutagenicity evaluation of kerosene. Med. Res. Publ. No. 26-60017. [cité dans API, 2003a].
- [API] American Petroleum Institute. 1979a. Teratology study in rats: Kerosine. Med. Res. Publ. No. 27-32175. [cité dans API, 2003a].
- [API] American Petroleum Institute. 1979b. Inhalation/teratology study in rats: Jet Fuel A. Med. Res. Publ. No. 27-32173. [cité dans API, 2003a].
- [API] American Petroleum Institute. 1979c. *In vitro* and *in vivo* mutagenicity studies. Jet Fuel A. Med. Res. Publ. No. 27-30051. [cité dans API, 2003a].
- [API] American Petroleum Institute. 1980a. Acute toxicity tests of API jet fuel A. Report No. 27-32815. [cité dans API, 2003a].
- [API] American Petroleum Institute. 1980b. Mutagenicity evaluation of jet fuel A in the mouse dominant lethal assay. Med. Res. Publ. No. 28-31345. [cité dans API, 2003a].
- [API] American Petroleum Institute. 1983. LC₅₀ acute inhalation toxicity evaluation of a petroleum derived hydrocarbon in rats. Hydrodesulphurized kerosene API sample 81-07. American Petroleum Institute Med. Res. Publ. No. 30-32855. [cité dans API, 2003a].
- [API] American Petroleum Institute. 1984. Mutagenicity evaluation studies: in the rat bone marrow cytogenetic assay; in the mouse lymphoma forward mutation assay. Hydrodesulfurized kerosene API sample 81-07. American Petroleum Institute Med. Res. Publ. No. 32-30240. [cité dans API, 2003a].
- [API] American Petroleum Institute. 1985a. 28-day dermal toxicity study of API 83-09 in the rabbit. API report No. 33-30443. [cité dans API, 2003a].
- [API] American Petroleum Institute. 1985b. Acute oral toxicity study in rats. Acute dermal toxicity study in rabbits. Primary dermal irritation study in rabbits. Primary eye irritation study in rabbits. Dermal sensitization study in guinea pigs. API 83-09 straight run kerosine (CAS 8008-20-6). HESD Res. Publ. No. 32-32858. [cité dans API, 2003a].
- [API] American Petroleum Institute. 1985c. L5178Y +/- Mouse lymphoma assay, API 81-08 sweetened naphtha. API Rpt. No. 32-31233, Washington (DC). [cité dans API, 2003a, 2008; CONCAWE, 1992].
- [API] American Petroleum Institute. 1985d. L5178Y +/- Mouse lymphoma assay, API 83-09 straight run kerosine CAS 8008-20-6. Med. Res. Publ. No. 32-32745. [cité dans API, 2003a].
- [API] American Petroleum Institute. 1986a. Acute oral toxicity in rats, acute dermal toxicity study in rabbits, primary dermal irritation study in rabbits, primary eye irritation study in rabbits, dermal sensitization study in guinea pigs on API 81-08, sweetened naphtha (CAS No. 64741-87-3). API Rpt. No. 30-31990, Washington (DC). [cité dans CONCAWE, 1992; API, 2008].

[API] American Petroleum Institute. 1986b. Lifetime dermal carcinogenesis/chronic toxicity screening bioassay of refinery streams in C3H/HeJ mice. Twenty-fourth month progress report (weeks 101-104). API Study No. PS-36. PRI Study No. AP-135r. Washington (DC).

[API] American Petroleum Institute. 1986c. Lifetime dermal carcinogenesis/chronic toxicity screening bioassay of refinery streams in C3H/HeJ mice. Twelve month toxicity evaluation report (vol. 1-3). Three month toxicity evaluation report. Étude menée par la New Mexico State University. Report No 33-31451. Washington (DC). [cité dans CONCAWE, 1995].

[API] American Petroleum Institute. 1986d. Lifetime dermal carcinogenesis/chronic toxicity screening bioassay of refinery streams in C3H/HeJ mice. Thirty-first month progress report (weeks 131-134). API Study No. PS-36. PRI Study No. AP-135r. Washington (DC).

[API] American Petroleum Institute. 1986e. Mutagenicity evaluation in the bone marrow cytogenetics assay with API 81-08 [IP]. API Rpt. No. 33-31093, Washington (DC). [cité dans API, 2003a, 2008; CONCAWE, 1992].

[API] American Petroleum Institute. 1988. Sister chromatid exchange assay in Chinese hamster ovary (CHO) cell with API 81-07: hydrodesulfurized kerosene. American Petroleum Institute HESD Publ. No. 35-32482. [cité dans API, 2003a].

[API] American Petroleum Institute. 1989a. Lifetime dermal carcinogenesis bioassay of refinery streams in C3H/HeJ mice [(A)-135R]. Sweetened naphtha, API 81-08; light catalytic cracked naphtha, API 81-02; unleaded gasoline, API 81-24. API Rpt. No. 36-31364. Washington (DC). [cité dans API, 2001, 2003b, 2008].

[API] American Petroleum Institute. 1989b. Twenty-four month dermal carcinogenesis/chronic toxicity screening bioassay of refinery streams in C3H/HeJ mice (AP-190r). Rapport final. Étude menée par la New Mexico State University. Report No. 36-33220. Washington (DC) : American Petroleum Institute. [cité dans CONCAWE, 1995].

[API] American Petroleum Institute. 2001. Robust summary of information on paraffinic naphthas. Accès : <http://www.epa.gov/hpv/pubs/summaries/gasnecat/c13409rs.pdf>

[API] American Petroleum Institute. 2003a. Robust summary of information on kerosene/jet fuel. Report No. 201-15020B. American Petroleum Institute. Accès : http://iaspub.epa.gov/oppt/hpv/document_api/download?FILE=Summaries_c15020rs.pdf

[API] American Petroleum Institute. 2003b. Robust summary of information on naphthenic naphthas. Washington (DC) : American Petroleum Institute. Accès : http://www.petroleumhpv.org/docs/gasoline/052003_gasoline_robustsummary_mnapthas_revisedfinal.pdf

[API] American Petroleum Institute. 2008. Gasoline blending streams category assessment document. Version finale du 21 août 2008 présentée à l'Environmental Protection Agency des États-Unis par le Petroleum HPV Testing Group de l'American Petroleum Institute. Consortium Registration No. 1100997. "Arnot, J.A., Gobas, F.A. 2003. A generic QSAR for assessing the bioaccumulation potential of organic chemicals in aquatic food webs [en ligne]. *QSAR Comb. Sci.* 22(3):337-345. [consulté le 15 mars 2007]. Accès : <http://www3.interscience.wiley.com/journal/104557877/home> [réserve de consultation].

Arnot, J.A., Mackay, D., Bonnell, M. 2008. Estimating metabolic biotransformation rates in fish from laboratory data. *Environ. Toxicol. Chem.* 27(2):341-351.

Arthurs, P., Stiver, W.H., Zytner, R.G. 1995. Passive volatilization of gasoline from soil. *J. Soil Contam.* 4:1-13.

- [ATDAEI] Acute toxicity data. 1990. *J. Am. Coll. Toxicol.* B 1:116. [cité dans RTECS, 2009].
- [ATSDR] Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2005. Toxicological profile for jet fuels JP-5 and JP-8. Atlanta (GA) : U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.
- Baldwin, C.M., Houston, F.P., Podgornik, M.N., Young, R.S., Barnes, C.A., Witten, M.L. 2001. Effects of aerosol-vapor JP-8 jet fuel on the functional observational battery, and learning and memory in the rat. *Arch. Environ. Health* 56(3):216-226.
- Banerjee, S. 1984. Solubility of organic mixtures in water. *Environ. Sci. Technol.* 18:587-591.
- Barrientos, A., Ortuno, M.T., Morales, J.M., Tello, F.M., Rodico, J.L. 1977. Acute renal-failure after use of diesel fuel as shampoo. *Arch. Intern. Med.* 137:1217.
- Beliles, R.P., Mecler, F.J. 1982. Inhalation teratology of jet fuel A, fuel oil and petroleum naphtha in rats. In: MacFarland, H.N., Holdsworth, C.E., MacGregor, J.A., Call, R.W., Lane, M.L. (éd.) *Proceedings of a Symposium: The Toxicology of Petroleum Hydrocarbons*. Washington (DC) : American Petroleum Institute. p. 233-238. [cité dans CIRC, 1989a].
- [BIOHCWIN] Biodegradation of Petroleum Hydrocarbons Estimation Program for Windows. 2008. Version 1.01a. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm
- [BIOWIN] Biodegradation of Petroleum Hydrocarbons Estimation Program for Windows. 2009. Version 4.10. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm
- Blackburn, G.R., Deitch, R.A., Schreiner, C.A., Mackerer, C.R. 1986. Predicting carcinogenicity of petroleum distillation fractions using a modified *Salmonella* mutagenicity assay. *Cell. Biol. Toxicol.* 2:63-84. [cité dans CONCAWE, 1995; CIRC, 1989a].
- Bogo, V., Young, R.W., Hill, T.A., Feser, C.L., Nold, J., Parker, G.A., Cartledge, R.M. 1984. Neurobehavioral toxicology of petroleum- and shale-derived jet propulsion fuel No. 5. In: MacFarland, H.N., Holdsworth, C.E., MacGregor, J.A., Call, R.W., Lane, M.L. (éd.) *Advances in modern environmental toxicology: Applied toxicology of petroleum hydrocarbons*. Vol. VI. p. 17-32. Princeton (NJ) : Princeton Scientific. [cité dans Ritchie *et al.*, 2001a].
- [BP] Air BP. 2000. Handbook of Products [rapport sur Internet]. Hertfordshire (Royaume-Uni) : Air BP. [consulté en juin 2010]. 37 p. Accès : http://www.bp.com/liveassets/bp_internet/aviation/air_bp/STAGING/local_assets/downloads_pdfs/a/air_bp_products_handbook_04004_1.pdf
- Brost, E.J., DeVaul, G.E. 2000. Non-aqueous phase liquid (NAPL) mobility limits in soil. API Soil and Groundwater Research Bulletin No. 9. Washington (DC) : American Petroleum Institute.
- Bruner, R.H. 1984. Pathologic findings in laboratory animals exposed to hydrocarbon fuels of military interest. In: Mehlman, M.A., Hemstreet, G.P. III, Thorpe, J.J., Weaver, N.K. (éd.) *Advances in Modern Environmental Toxicology*. Vol. VII, Renal Effects of Petroleum Hydrocarbons. Princeton (NJ) : Princeton Scientific Publishers. p. 133-140. [cité dans CIRC, 1989a].
- Canada. 1990. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Règlement concernant la concentration de plomb et de phosphore dans l'essence*. C.P. 1990-740, 26 avril 1990, DORS/90-247. *Gazette du Canada*, Partie I, 15 juillet 1989. Accès : <http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/reglements/DORS-90-247/TexteCompleet.html>

Canada. 1993. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*, Liste des substances d'intérêt prioritaire – Rapport d'évaluation : Benzène. N° de catalogue : En40-215/11F, Beauregard Printers Limited. Accès : http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/contaminants/psl1-lsp1/benzene/benzene-fra.pdf

Canada. 1999. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*. L.C., 1999, ch. 33, *Gazette du Canada*, Partie III, vol. 22, n° 3. Accès : <http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/lois/c-15.31/TexteCompleet.html>

Canada. 2008. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Règlement modifiant le Règlement sur l'essence*. C.P. 2008-792, 18 avril 2008, DORS/2008-126, *Gazette du Canada*, Partie I, 22 décembre 2007. Accès : <http://canadagazette.gc.ca/rp-pr/p2/2008/2008-04-30/html/sor-dors126-fra.html>

Canada. 2010. *Règlement sur les effluents des raffineries de pétrole* (C.R.C., ch. 828) afférent à la *Loi sur les pêches*. [consulté le 19 février 2010]. Accès : http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/reglements/C.R.C.%2C_ch_828/index.html

[CanLII] Institut canadien d'information juridique [base de données sur Internet]. 2001. Ottawa (Ont) : Institut canadien d'information juridique. [consulté en 2009]. Accès : <http://www.canlii.org/fr/index.php>

[CATABOL] Probabilistic assessment of biodegradability and metabolic pathways [modèle informatique]. c2004-2008. Version 5.10.3. Bourgas (Bulgarie) : Bourgas Prof. Assen Zlatarov University, Laboratory of Mathematical Chemistry. Accès : <http://oasis-lmc.org/?section=software&swid=1>

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2008. Canada-wide standard for petroleum hydrocarbons (PHC) in soil: scientific rationale. Supporting technical document. Winnipeg (Man.) : Conseil canadien des ministres de l'environnement. Report No.: PN 1399. Accès : www.ccme.ca/assets/pdf/pn_1399_phc_sr_std_1.2_e.pdf

Chambers, A., Stroscher, M. 2006. Refinery Demonstration of Optical Technologies for Measurement of Fugitive Emissions. Rapport final. Edmonton (Alb.) : Alberta Research Council. Report No.: CEM-9643-2006.

Chambers, A.K., Stroscher, M., Wootton, T., Moncrieff, J., McCready, P. 2008. Direct measurement of fugitive emissions of hydrocarbons from a refinery. *J. Air Waste Manage. Assoc.* 58(8):1047-1056.

[CHE] Monographies des critères d'hygiène de l'environnement. 1996. Environmental Health Criteria 171: Diesel fuel and exhaust emissions [en ligne]. Genève (Suisse) : Programme international sur la sécurité des substances chimiques de l'Organisation mondiale de la santé. [consulté le 3 février 2014] Accès : <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc171.htm>

Chevron. 2008. Material Safety Data Sheet: Aviation Gasoline. Houston (TX) : Chevron U.S.A. Inc. [révisé le 26 février 2008]. Accès : <https://cglapps.chevron.com/msdspd/MSDSDetailPage.aspx?docDataId=362017&docFormat=PDF>

[CIRC] Centre international de recherche sur le cancer. IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. 1987. Overall evaluations of carcinogenicity: an updating of IARC monographs volumes 1 to 42. *IARC Monogr. Eval. Carcinog. Risks Hum. Suppl.* 7:38-74.

[CIRC] Centre international de recherche sur le cancer. IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks in Humans. 1989a. Occupational Exposures in Petroleum Refining: Crude Oil and Major Petroleum Fuels. Jet Fuel. *IARC Monogr. Eval. Carcinog. Risks Hum.* 45:203-218.

[CIRC] Centre international de recherche sur le cancer. IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks in Humans. 1989b. Occupational Exposures in Petroleum Refining: Crude Oil and Major Petroleum Fuels. Diesel Fuels. *IARC Monogr. Eval. Carcinog. Risks Hum.* 45:219-238.

[CIRC] Centre international de recherche sur le cancer. IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. 2004. Overall evaluations of carcinogenicity to humans: as evaluated in IARC Monographs volumes 1-88 (a total of 900 agents, mixtures and exposures). Lyon (France) : Centre international de recherche sur le cancer.

[CIRC] Centre international de recherche sur le cancer. IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. 2007. Agents reviewed by the IARC Monographs. Volumes 1-100A (ordre alphabétique). Lyon (France) : Centre international de recherche sur le cancer.

Clark, C.R., Walter, M.K., Ferguson, P.W., Katchen, M. 1988. Comparative dermal carcinogenesis of shale and petroleum-derived distillates. *Toxicol. Indus. Health* 4(1):11-22. [cité dans API, 2003a].

Commission européenne. c2000a. IUCLID Dataset, Naphtha (petroleum), sweetened, CAS No. 64741-87-3. [s.l.]. Agence européenne des produits chimiques, Commission européenne. [créé le 18 février 2000; consulté en avril 2010]. Accès : http://esis.jrc.ec.europa.eu/doc/IUCLID/data_sheets/64741873.pdf

Commission européenne. c2000b. IUCLID Dataset, Naphtha (petroleum), full-range alkylate, butane, CAS No. 68527-27-5. [s.l.]. Agence européenne des produits chimiques, Commission européenne. [créé le 18 février 2000; consulté en avril 2010]. Accès : http://esis.jrc.ec.europa.eu/doc/IUCLID/data_sheets/68527275.pdf

Commission européenne. c2000c. IUCLID Dataset, Distillates (petroleum), sweetened middle, CAS No. 64741-86-2. [s.l.]. Agence européenne des produits chimiques, Commission européenne. [créé le 18 février 2000; consulté en avril 2010]. Accès : http://esis.jrc.ec.europa.eu/doc/IUCLID/data_sheets/64741862.pdf

Commission européenne. 2004. Directive 2004/73/CE de la Commission du 29 avril 2004 portant vingt-neuvième adaptation au progrès technique de la directive 67/548/CEE du Conseil concernant le rapprochement des dispositions législatives, réglementaires et administratives relatives à la classification, l'emballage et l'étiquetage des substances dangereuses. Annexe IB. Journal officiel de l'Union européenne. 16.6.2004. L216/72-L216/86. Commission européenne, 29^e adaptation aux progrès techniques. [consulté le 18 mars 2011]. Accès : <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2004:216:0003:0310:FR:PDF>

Conaway, C.C., Schreiner, C.A., Cragg, S.T. 1984. Mutagenicity evaluation of petroleum hydrocarbons. In: MacFarland, H.N., Holdsworth, C.E., MacGregor, J.A., Call, R.W., Lane, M.L. (éd.) *Advances in Modern Environmental Toxicology*. Vol. VI. *Applied Toxicology of Petroleum Hydrocarbons*. Princeton (NJ) : Princeton Scientific. p. 89-107. [cité dans CIRC, 1989a].

[CONCAWE] Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité. 1991. Middle distillates – a review of the results of a CONCAWE programme of short-term biological studies. Bruxelles (Belgique) : Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité. Report No. 91/51 [cité dans API, 2003a].

[CONCAWE] Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité. 1992. Gasolines. Document préparé par les groupes sur les produits pétroliers et la gestion de la santé de l'Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité. Bruxelles (Belgique) : Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité. Product Dossier No. 92/103.

[CONCAWE] Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité. 1995. Kerosines/jet fuels. Document préparé par les groupes sur les produits pétroliers et la gestion de la santé de l'Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité. Bruxelles (Belgique) : Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité. Product Dossier No. 94/106.

[CONCAWE] Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité. 1996. Gas oils (diesel fuels/heating oils). Préparé par les groupes sur les produits pétroliers et la gestion de la santé de l'Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité. Bruxelles (Belgique) : Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité. Product Dossier No. 95/107. 66 p.

[CONCAWE] Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité. 1999. Exposure Profile: Kerosines/Jet Fuels. Préparé par l'équipe de travail sur les profils d'exposition aux produits pétroliers de l'Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité. Bruxelles (Belgique) : Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité. Report No. 99/2.

[CONCAWE] Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité. 2001. Environmental classification of petroleum substances – summary data and rationale. Préparé par le Groupe sur l'écologie des produits pétroliers de l'Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité. Bruxelles (Belgique) : Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité.

[CONCAWE] Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité. 2007. Bruxelles (Belgique) : Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité. Report No. 6/07.

Coon, N.C., Dieter, M.P. 1981. Responses of adult mallard ducks to ingested South Louisiana crude oil. *Environ. Res.* 245:309-314.

Crisp, A.J., Bhalla, A.K., Hoffbrand, B.I. 1979. Acute tubular necrosis after exposure to diesel oil. *Br. Med. J.* 2:177.

[CRC] Coordinating Research Council. 2006. Worldwide Fuel Survey – Coordinating Research Council Report 647. Juin 2006. Alpharetta (GA) : Coordinating Research Council Inc. En vente sur le Web : <http://www.crao.com/publications/aviation/index.html>

Curry, P., Kramer, G., Newhook, R., Sitwell, J., Somers, D., Tracy, B., Oostdam, J.V. 1993. Reference values for Canadian populations. Ottawa (Ont.) : Groupe de travail sur les valeurs de référence de la Direction de l'hygiène du milieu, Santé Canada.

Dede, E.B., Kagbo, H.D. 2001. Investigation of acute toxicological effects of diesels fuel in rats (*Rattus rattus*) using histopathological methods. *J. Appl. Sci. Environ. Manage.* 5:83-84.

Easley, J.R., Holland, J.M., Gipson, L.C., Whitaker, M.J. 1982. Renal toxicity of middle distillates of shale oil and petroleum in mice. *Toxicol. Appl. Pharm.* 65:84-91. [cité dans CIRC, 1989a].

Egghy, P.P., Hauf-Cabalo, L., Gibson, R., Rappaport, S.M. 2003. Benzene and naphthalene in air and breath as indicators of exposure to jet fuel. *Occup. Environ. Med.* 60:969-976.

[EIA] Energy Information Administration des États-Unis. 2010. Petroleum and Other Liquids: Prime Supplier Sales Volumes Annual [en ligne]. Washington (DC) : Energy Information Administration. [consulté le 3 février 2014]. Accès : http://tonto.cia.doe.gov/dnav/pet/pet_cons_prim_dcunus_a.htm

'Environnement Canada. 2008. Données sur les substances du secteur pétrolier recueillies en vertu de l'article 71 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* : Avis concernant certaines substances pétrolières de priorité élevée. Données préparées par : Environnement Canada, Division du pétrole, du gaz et de l'énergie de remplacement.

Environnement Canada. c2001. Propriétés d'hydrocarbures [base de données sur Internet]. Ottawa (Ont) : Centre des sciences et technologies environnementales, Environnement Canada. [mis à jour le 1^{er} octobre 2006; consulté en 2010]. Accès : http://www.etc-cte.ec.gc.ca/databases/OilProperties/oil_prop_f.html

Environnement Canada. 2011. Système national de renseignements sur l'application de la loi reliée à l'environnement [base de données], 2000-2009. Inédit. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des urgences environnementales.

Environnement Canada. 2014. Technical document on the persistence and bioaccumulation potential of petroleum hydrocarbons. Gatineau (Qc) : Division des évaluations écologiques, Environnement Canada. Disponible sur demande à l'adresse substances@ec.gc.ca.

EPI Suite. 2008. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

ESG International. 2000. Final report on the acute screening and definitive, chronic toxicity tests with motor gasoline. Rapport final. Ottawa (Ont.) : Institut canadien des produits pétroliers. 113 p.

[ESIS] European Chemical Substances Information System [base de données sur Internet]. c1995-2012. Centre commun de recherche (CCR). [consulté le 11 mars 2011]. Accès : <http://esis.jrc.ec.europa.eu>

Exxon Mobil. 2008. World Jet Fuel Specifications with Avgas Supplement, 2008 Edition [en ligne]. Bruxelles (Belgique) : ExxonMobil Aviation. [consulté en février 2014]. Accès : http://www.exxonmobilaviation.com/AviationGlobal/Files/WorldJetFuelSpec2008_1.pdf

Fechter, L.D., Gearhart, C., Fulton, S., Campbell, J., Fisher, J., Na, K., Cocker, D., Nelson-Miller, A., Moon, P., Pouyatos, B. 2007. JP-8 jet fuel can promote auditory impairment resulting from subsequent noise exposure in rats. *Toxicol. Sci.* 98(2):510-525.

Fechter, L.D., Gearhart, C.A., Fulton, S. 2010. Ototoxic potential of JP-8 and a Fischer-Tropsch synthetic jet fuel following subacute inhalation exposure in rats. *Toxicol. Sci.* 116(1):239-248.

[FLL] Fuels and Lubricants Laboratory. 2008. Results of Gasoline and Diesel Compositional Analysis. Edmonton (Alb.) : Alberta Research Council; EPB-Laboratories, Environnement Canada.

Fisher, J.W., Dilego, R.A., Putnam, M.E., Livingston, J.M., Geiger, D.L. 1983. Biological monitoring of bluegill activity. *Wat. Res. Bull.* 19(2):211-215. [cité dans CONCAWE, 1995].

Fisher, J.W., Hunt, T.P., Putnam, M.E., Livingston, M.J. 1985. Toxic effects of petroleum and shale JP-4 and JP-8 aviation fuels on fathead minnows. *Water. Res. Bull.* 21(1):49-52. [cité dans CONCAWE, 1995].

Fleming, J., Sileo, L., Franson, C. 1982. Toxicity of Prudhoe Bay crude oil to sandhill cranes. *J. Wildlife Manage.* 46(2):474-478.

Franklin, F., Lloyd, R. 1982. The toxicity of twenty-five oils in relation to the MAFF dispersant test [en ligne]. Fisheries Research Technical Report No. 70. Lowestoft (Royaume-Uni) : Ministry of Agriculture, Fisheries and Food. Accès : <http://www.cefas.defra.gov.uk/publications/techrep/tech70.pdf>

Freeman, J.J., Federici, T.M., McKee, R.H. 1993. Evaluation of the contribution of chronic skin irritation and selected compositional parameters to the tumorigenicity of petroleum middle distillates in mouse skin. *Toxicology* 81(2):103-112. [cité dans API, 2003a].

- Ganti, S., Frye, B. 2008. Spill cleanup of fuel contaminated soils after roadway accidents using *in situ* bioremediation. In: Proceedings of the Annual International Conference on Soils, Sediments, Water and Energy 13:6. [tenue du 17 au 20 octobre 2005, à Amherst (MA)].
- Garcia, K., Agard, J., Mohammed, A. 2008. Comparative sensitivity of a tropical mysid *Metamysidopsis insularis* and the temperate species *Americamysis bahia* to six toxicants. *Toxicol. Environ. Chem.* 4:779-785.
- Gaworski, C.L., MacEwen, J.D., Vernot, E.H., Bruner, R.H., Cowan, M.J. Jr. 1984. Comparison of the subchronic inhalation toxicity of petroleum and oil shale JP-5 jet fuels. In: McFarland, H.N., Holdsworth, C.E., MacGregor, J.A., Call, R.W., Lane, M.L. (éd.) *Advances in Modern Environmental Toxicology*. Vol. VI. Applied Toxicology of Petroleum Hydrocarbons. Princeton (NJ) : Princeton Scientific Publishers. p. 33-47. [cité dans CIRC, 1989a].
- Grant, G.M., Jackman, S.M., Kolanko, C.J., Stenger, D.A. 2001. JP-8 jet fuel-induced DNA damage in H4IIE rat hepatoma cells. *Mutat. Res.* 490:67-75.
- Hanas, J.S., Briggs, G.B., Lerner, M.R., Lightfoot, S.A., Larabee, J.L., Karsies, T.J., Epstein, R.B., Hanas, R.J., Brackett, D.J., Hocker, J.R. 2010. Systemic molecular and cellular changes induced in rats upon inhalation of JP-8 petroleum fuel vapor. *Toxicol. Mech. Method.* 20(4):204-212.
- Harris, D.T., Sakiestewa, D., Robledo, R.F., Witten, M. 1997. Immunotoxicological effects of JP-8 jet fuel exposure. *Toxicol. Ind. Health* 13(1):43-55.
- Harris, D.T., Sakiestewa, D., Titone, D., Robledo, R.F., Young, R.S., Witten, M. 2000. Jet fuel-induced immunotoxicity. *Toxicol. Ind. Health* 16:261-265.
- Harris, D.T., Sakiestewa, D., Titone, D., Young, R.S., Witten, M. 2002. JP-8 jet fuel exposure results in immediate immunotoxicity, which is cumulative over time. *Toxicol. Ind. Health* 18:77-83.
- Harris, D.T., Sakiestewa, D., He, X., Titone, D., Witten, M. 2007a. Effects of *in utero* JP-8 jet fuel exposure on the immune systems of pregnant and newborn mice. *Toxicol. Ind. Health* 23:545-552.
- Harris, D.T., Sakiestewa, D., Titone, D., He, X., Hyde, J., Witten, M. 2007b. JP-8 jet fuel exposure potentiates tumor development in two experimental model systems. *Toxicol. Ind. Health* 23:617-623.
- Harris, D.T., Sakiestewa, D., Titone, D., Witten, M. 2007c. JP-8 jet fuel exposure rapidly induces high levels of IL-10 and PGE2 secretion and is correlated with loss of immune function. *Toxicol. Ind. Health* 23:223-230.
- Harris, D.T., Sakiestewa, D., Titone, D., He, X., Hyde, J., Witten, M. 2008. JP-8 jet fuel exposure suppresses the immune response to viral infections. *Toxicol. Ind. Health* 24:209-216.
- Harris, D.T. 2011. The effects of aerosolized JP-8 jet fuel exposure on the immune system. In: Witten, M.L., Zeiger, E., Ritchie, G.D. (éd.) *Jet Fuel Toxicology*. Vol. I. Boca Raton (FL) : CRC Press Taylor & Francis Group. p. 196.
- Harris, G. 1994. The comparative toxicity of crude and refined oils to *Daphnia magna*. Ottawa (Ont) : Environnement Canada. 29 p.
- Harris, K.A., Nichol, L.M., Ross, P.S. 2011. Hydrocarbon concentrations and patterns in free-ranging sea otters (*Enhydra lutris*) from British Columbia, Canada. *Environ. Toxicol. Chem.* 30(10):2184-2193.
- Hartung, R., Hunt, G.S. 1966. Toxicity of some oils to waterfowl. *J. Wildlife. Manage.* 30:564-570.

Hartung, R. 1995. Assessment of the potential for long-term toxicological effects of the *Exxon Valdez* oil spill on birds and mammals. In: Wells, P.G., Butler, J.N., Hughes, J.S. (éd.) *Exxon Valdez Oil Spill: Fate and Effects in Alaskan Waters*. ASTM STP 1219. Philadelphie (PA) : American Society for Testing and Materials.

[HENRYWIN] Henry's Law Constant Program for Microsoft Windows [modèle d'évaluation]. 2011. Version 3.20. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

Herrin, B.R., Haley, J.E., Lantz, R.C., Witten, M.L. 2006. A reevaluation of the threshold exposure level of inhaled JP-8 in mice. *Toxicol. Sci.* 31:219-228.

Hing, L.S., Ford, T., Finch, P., Crane, M., Morritt, D. 2011. Laboratory stimulation of oil-spill effect on marine phytoplankton. *Aquatic Toxicol.* 103:32-37.

Hoffman, D.J., Albers, P.H. 1984. Evaluation of potential embryotoxicity and teratogenicity of 42 herbicides, insecticides, and petroleum contaminants to mallard eggs. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 13:15-27.

Imperial Oil. 2013. Material Safety Data Sheet: Aviation Gasoline 100LL. Calgary (Alb.) : Imperial Oil, Products Division. [révisé le 29 juillet 2013]. Accès : <http://www.msds.exxonmobil.com/psims/psims.aspx?brand=iol>

Jackman, S.M., Grant, G.M., Kolanko, C.J., Stenger, D.A., Nath, J. 2002. DNA damage assessment by comet assay of human lymphocytes exposed to jet propulsion fuels. *Environ. Mol. Mutag.* 40:18-23.

Khan, N., Warlth, M.A., Luk, G. 2007. A comparison of acute toxicity of biodiesel, biodiesel blends, and diesel on aquatic organisms. *J. Air Waste Manage. Assoc.* 57:286-296.

Klein, S.A., Jenkins, D. 1983. The toxicity of JP-8 to flagfish (*Jordanella floridae*) and rainbow trout (*Salmo gairdneri*) and golden shiners (*Notemigonus chrysolaucus*). *Wat. Res.* 17:1213-1220. [cité dans CONCAWE, 1995].

Knave, B., Olson, B.A., Elofsson, S., Gamberale, F., Isaksson, A., Mindus, P., Persson, H.E., Struwe, G., Wennberg, A., Westerholm, P. 1978. Long-term exposure to jet fuel. II. A cross-sectional epidemiologic investigation on occupationally exposed industrial workers with special reference to the nervous system. *Scand. J. Work Env. Hea.* 4:19-45. [cité dans CIRC, 1989a].

Knave, B., Mindus, P., Struwe, G. 1979. Neurasthenic symptoms in workers occupationally exposed to jet fuel. *Acta Psychiatr. Scand.* 60:39-49. [cité dans CIRC, 1989a].

[KOCWIN] Organic Carbon Partition Coefficient Program for Windows [modèle d'évaluation]. 2010. Version 2.00. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

[KOWWIN] Octanol-Water Partition Coefficient Program for Microsoft Windows [modèle d'évaluation]. 2010. Version 1.68. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

Lampi, M., Paumen, M.L., Parkerton, T. 2010. An Evaluation of the Persistence, Bioaccumulation and Toxicity of Petroleum Hydrocarbons. Annandale (NJ) : ExxonMobil Biomedical Sciences, Inc.; Machelen (Belgique) : ExxonMobil Petroleum and Chemical. Bruxelles (Belgique) : Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité (CONCAWE).

"

Lockhart, W.L., Danelle, R.W., Murray, D.A.J. 1987. Acute toxicity bioassays with petroleum products: influence of exposure conditions. In: Vandermeulen, J.H., Hurdy, S.E. (éd.) Oil in fresh water: chemistry, biology and counter-measure technology. Oxford (Royaume-Uni) : Pergamon Press. [cité dans CONCAWE, 2003].

MacLean, M., Doc, K. 1989. The comparative toxicity of crude and refined oils to *Daphnia magna* and *Artemia*. Rapport inédit. Ottawa (Ont.) : Direction de la protection de l'environnement, Environnement Canada.

MacNaughton, M.G., Uddin, D.E. 1984. Toxicology of mixed distillate and high-energy synthetic fuels. In: Mehlman, M.A., Hemstreet, G.P. III, Thorpe, J.J., Weaver, N.K. (éd.) Advances in Modern Environmental Toxicology. Vol. VII: Renal Effects of Petroleum Hydrocarbons. Princeton (NJ) : Princeton Scientific Publishers. p. 121-132.

Mann, C.M., Peachee, V.L., Trimmer, G.W., Lee, J.E., Twerdok, L.E., White, K.L. Jr. 2008. Immunotoxicity evaluation of jet A jet fuel in female rats after 28-day dermal exposure. *J. Toxicol. Env. Heal. A* 71:495-504. [cité dans USEPA, 2011].

Marchal, R., Penet, S., Solano-Serena, F., Vandecasteele, J.P. 2003. Gasoline and diesel oil biodegradation. *Oil Gas Sci. Technol.* 58:441-448.

Mattie, D.R., Alden, C.L., Newell, T.K., Gaworski, C.L., Flemming, C.D. 1991. A 90-day continuous vapor inhalation toxicity study of JP-8 jet fuel followed by 20 or 21 months of recovery in Fischer 344 rats and C57BL/6 mice. *Toxicol. Pathol.* 19(2):77-87. [cité dans USEPA, 2011].

Mattie, D.R., Marit, G.B., Flemming, C.D., Cooper, J.R. 1995. The effects of JP-8 jet fuel on male Sprague-Dawley rats after a 90-day exposure by oral gavage. *Toxicol. Ind. Health* 11:423-435. [cité dans Ritchie *et al.*, 2001a].

McCarthy, J.F., Jimenez, B.D., Barbee, T. 1985. Effect of dissolved humic material on accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons: Structure-activity relationships. *Aquat. Toxicol.* 7:145-156.

Mohammed, A. 2005. Toxicity of water-soluble fractions of four fuels for *Metamysidopsis insularis* an indigenous tropical mysid species. *Environ. Monit. Assess.* 104:37-44.

Mos, L., Cooper, G.A., Serben, K., Cameron, M., Koop, B.F. 2008. Effects of diesel on survival, growth, and gene expression in Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) fry. *Environ. Sci. Technol.* 42:2656-2662.

Neff, J.M., Cox, B.A., Dixit, D., Anderson, J.W. 1976. Accumulation and release of petroleum-derived aromatic hydrocarbons by four species of marine animals. *Mar. Biol.* 38(3):279-289.

Neff, J.M., Ostazeski, S., Gardiner, W., Stejskal, I. 2000. Effects of weathering on the toxicity of three offshore Australian crude oils and a diesel fuel to marine animals. *Environ. Toxicol. Chem.* 19:1809-1821.

[NTP] National Toxicology Program. 1986. Toxicology and carcinogenesis studies of marine diesel fuel and JP-5 navy fuel (CAS No. 8008-20-6) in B6C3F1 mice (dermal studies). Technical report series No. 310. Research Triangle Park (NC) : US Department of Health and Human Services.

Odkvist, L.M., Arlinger, S.D., Edling, C., Larsby, B., Bergholtz, L.M. 1987. Audiological and vestibulo-oculomotor findings in workers exposed to solvents and jet fuel. *Scand. Audiol.* 16:75-81. [cité dans Ritchie *et al.*, 2001a].

- [ONGC] Office des normes générales du Canada. 2009. Carburéacteur d'aviation (grades JET A et JET A-1). Gatineau (Qc) : Gouvernement du Canada. CAN/CGSB-3.23-2009. Accès : <http://legislation.ccohs.ca/legislation/documents/stds/cgsb/gkta09f.htm>
- [OMS] Organisation mondiale de la Santé. 2000. Air Quality Guidelines. Evaluation of human health risk – Benzene (chapitre 5.2). Copenhague (Danemark) : Bureau régional de l'Europe de l'Organisation mondiale de la santé, Copenhague. Accès : http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0017/123056/AQG2ndEd_5_2benzene.pdf
- Paixão, J.F., Nascimento, I.A., Pereira, S.A., Leite, M.B.L., Carvalho, G.C., Silveira, J.S.C. Jr, Rebouças, M., Matias, G.R.A., Rodrigues, I.L.P. 2007. Estimating the gasoline components and formulations toxicity to microalgae (*Tetraselmis chuii*) and oyster (*Crassostrea rhizophorae*) embryos: An approach to minimize environmental pollution risk. *Environ. Res.* 103:365-374.
- Pancirov, R., Brown, R. 1975. Analytical Methods for Polynuclear Aromatic Hydrocarbons in Crude Oils, Heating Oils, and Marine Tissues. In: Proceedings of a Conference on Prevention and Control of Oil Pollution. Conférence tenue à San Francisco (CA). Washington (DC) : American Petroleum Institute p. 103-113. [cité dans Potter et Simmons, 1998].
- Parker, G.A., Bogo, V., Young, R.W. 1981. Acute toxicity of conventional versus shale-derived JP5 jet fuel: light microscopic, hematologic and serum chemistry studies. *Toxicol. Appl. Pharm.* 57:302-317. [cité dans CIRC, 1989a].
- Penet, S., Marchal, R., Sghir, A., Monot, F. 2004. Biodegradation of hydrocarbon cuts used for diesel oil formulation. *Appl. Microbiol. Biot.* 66(1):40-47.
- [PETROTOX] [modèle d'évaluation]. 2009. Version 3.04. Bruxelles (Belgique) : Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité (CONCAWE). Accès : <http://www.concawe.be/Content/Default.asp?PageID=241>
- Pleil, J.D., Smith, L.B., Zelnick, S.D. 2000. Personal exposure to JP-8 jet fuel vapours and exhaust at air force bases. *Environ. Health Persp.* 108:183-192.
- Poirier, A., Laurencin, F.B., Bodennec, G., Quentel, C. 1986. Experimental poisoning of the rainbow-trout, *Salmo-gairdneri* Richardson, by engine diesel-oils – mortalities, hematological-changes, histology. *Aquaculture* 55:115-137.
- Porter, H.O. 1990. Aviators intoxicated by inhalation of JP-5 fuel vapour. *Aviat. Space Envir. Md.* 61:654-656. [cité dans Ritchie *et al.*, 2001a].
- Potter, T., Simmons, K. 1998. Composition of petroleum mixtures. Vol. 2. Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series. Amherst (MA) : Amherst Scientific Publishers.
- Prince, R., Parkerton, T., Lee, C. 2007a. The Primary Aerobic Biodegradation of Gasoline Hydrocarbons. *Environ. Sci. Technol.* 41:3316-3321.
- Prince, R., Parkerton, T., Lee, C. 2007b. The Primary Aerobic Biodegradation of Gasoline Hydrocarbons [fichier de renseignements complémentaires de l'article cité en tant que Prince *et al.*, 2007a en ligne] Accès : <http://pubs.acs.org/doi/suppl/10.1021/es062884d>
- Reutman, S.R., LeMasters, G.K., Knecht, E.A., Shukla, R., Lockey, J.E., Burroughs, G.E., Kesner, J.S. 2002. Evidence of Reproductive Endocrine Effects in Women with Occupational Fuel and Solvent Exposures. *Environ. Health Persp.* 110(8):805-811.
- Riedenberg, M.M., Powers, D.V., Sevy, R.W., Bello, C.T. 1964. Acute renal failure due to nephrotoxins. *Am. J. Med. Sci.* 247:25-29.

- Rinsky, R.A., Smith, A.B., Hornung, R., Filloon, T.G., Young, R.J., Okun, A.H., Landrigan, P.J. 1987. Benzene and leukemia. An epidemiological risk assessment. *N. Engl. J. Med.* 316(17):1044-1050.
- Ritchie, G.D., Still, K.R., Alexander, W.K., Nordholm, A.F., Wilson, C.L., Rossi, J. III. 2001a. A review of the neurotoxicity risk of selected hydrocarbon fuels. *J. Toxicol. Env. Heal. B* 4:223-312.
- Ritchie, G.D., Rossi, J. III, Nordholm, A.F., Still, K.R., Wenger, G.R., Wright, D.W. 2001b. Effects of repeated exposure to JP-8 jet fuel vapor on learning of simple and difficult operant tasks by rats. *J. Toxicol. Env. Heal. A* 64(5):385-415.
- [RMRI] Risk Management Research Institute Canada Inc. St. John's (T.-N.-L.) 2007. Quantitative Assessment of Oil Spill Risk for the South Coast of Newfoundland and Labrador. Ottawa (Ont.) : Transports Canada.
- [RNSPA] Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique. 2008. Sommaire des données annuelles pour 2005 et 2006. Ottawa (Ont.) : Environnement Canada. [consulté en mars 2010].
- Robledo, R.F., Witten, M.L. 1998. Acute pulmonary response to inhaled JP-8 jet fuel aerosol in mice. *Inhal. Toxicol.* 10:531-553.
- Robledo, R.F., Young, R.S., Lantz, R.C., Witten, M.L. 2000. Short-term pulmonary response to inhaled JP-8 jet fuel aerosol in mice. *Toxicol. Pathol.* 28(5):656-663.
- Rossi, J. III, Nordholm, A.F., Carpenter, R.L., Ritchie, G.D., Malcomb, W. 2001. Effects of repeated exposure of rats to JP-5 or JP-8 jet fuel vapor on neurobehavioral capacity and neurotransmitter levels. *J. Toxicol. Env. Heal. A* 63(6):397-428.
- Rozen, M.G., Snyder, C.A., Albert, R.E. 1984. Depressions in B- and T-lymphocyte mitogen-induced blastogenesis in mice exposed to low concentrations of benzene. *Toxicol. Lett.* 20:343-349.
- [RTECS] Registry of Toxic Effects of Chemical Substances. 2009. Naphtha (petroleum), sweetened. [base de données]. RTECS Number QK8030000. CAS No. 64741-87-3., Hamilton (Ont.) : Centre canadien d'hygiène et de sécurité au travail. [mis à jour en novembre 2009].
- Salem, H., Katz, S.A. (éd.) 2006. Inhalation toxicology. 2^e éd. Boca Raton (FL) : CRC Press, Taylor & Francis Group.
- Santé Canada. 1996. Concentrations/doses journalières admissibles et concentrations/doses tumorigènes des substances d'intérêt prioritaire calculées en fonction de critères sanitaires [en ligne]. Ottawa (Ont.) : Direction de l'hygiène du milieu, Direction générale de la protection de la santé, Santé Canada. 15 p. Accès : <http://publications.gc.ca/collections/Collection/H46-2-96-194F.pdf>
- [SCREEN3] Screening Tool Program for Windows [modèle d'évaluation]. 1996. Version 4.10. Research Triangle Park (NC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Air Quality Planning and Standards Emissions, Monitoring, and Analysis Division. Accès : http://www.epa.gov/scram001/dispersion_screening.htm
- Selden, A., Ahlborg, G. Jr. 1987. Causes of death and cancer morbidity at [sic] exposure to aviation fuels in the Swedish armed forces. An update. Örebro (Suède) : Department of Occupational Medicine. [cité dans CIRC, 1989a].
- [SENES] SENES Consultants Limited. 2009. Review of current and proposed regulatory and non-regulatory management tools pertaining to selected petroleum substances under the Chemicals Management Plan. Ottawa (Ont.) : Santé Canada.

Shin, K.H., Jung, H., Chang, P., Choi, H., Kim, K.W. 2005. Earthworm toxicity during chemical oxidation of diesel-contaminated sand. *Environ. Toxicol. Chem.* 24(8):1924-1929.

Siemiatycki, J., Dewar, R., Nadon, L., Gerin, M., Richardson, L., Wacholder, S. 1987. Associations between several sites of cancer and twelve petroleum-derived liquids: results from a case-control study in Montreal. *Scand. J. Work Env. Hea.* 13:493-504.

Simpson, B.J. 2005. Analysis of petroleum hydrocarbon streams on the Health Canada CEPA/DSL Draft Maximal List. Institut canadien des produits pétroliers.

Skisak, C.M., Furedi-Machacek, E.M., Schmitt, S.S., Swanson, M.S., Vernot, E.H. 1994. Chronic and initiation/promotion skin bioassays of petroleum refinery streams. *Environ. Health Persp.* 102(1):82-87.

Solano-Serena, F., Marchal, R., Ropars, M., Lebeault, J.M., Vandecasteele, J.P. 1999. Biodegradation of gasoline: kinetics, mass balance and fate of individual hydrocarbons. *J. Appl. Microbiol.* 86:1008-1016.

[Spectrasynce] Spectrasynce Environmental Surveying. 2011. Some Examples DIAL Product Tank Emissions Ranges. Communication par courriel, janvier 2011. Accès : <http://www.spectrasynce.ltd.uk/html/home.html>

Starek, A., Vojtisek, M. 1986. Effects of kerosene hydrocarbons on tissue metabolism in rats. *Pol. J. Pharmacol. Phar.* 38:461-469.

Statistique Canada. 2009. Approvisionnement et utilisation des produits pétroliers raffinés au Canada. Décembre 2009. Ottawa (Ont.) : Statistique Canada. Division de la fabrication et de l'énergie. Section de l'énergie. Accès : <http://www.statcan.gc.ca/pub/45-004-x/45-004-x2009012-fra.pdf>

Statistique Canada. 2012. Approvisionnement et utilisation des produits pétroliers raffinés au Canada. Ottawa (Ont.) : Statistique Canada. Division de la fabrication et de l'énergie. Section de l'énergie. N° 45-004-X au catalogue. Vol. 67, n° 3. Accès : <http://www.statcan.gc.ca/pub/45-004-x/45-004-x2012003-fra.pdf>

Stromgren, T., Nielsen, M.V. 1991. Spawning frequency, growth and mortality of *Mytilus edulis* larvae, exposed to copper and diesel. *Aquat. Toxicol.* 21:171-180.

Stubblefield, W.A., Hancock, G.A., Ford, W.H., Prince, H.H., Ringer, R.K. 1995. Evaluation of the Toxic Properties of Naturally Weathered Exxon Valdez Crude Oil to Surrogate Wildlife Species. In: Wells, P.G., Butler, J.N., Hughes, J.S. (éd.) *Exxon Valdez Oil Spill: Fate and Effects in Alaskan Waters*. ASTM STP 1219. Philadelphie (PA) : American Society for Testing and Materials.

Tesseraux, I. 2004. Risk Factors of Jet Fuel Combustion Products. *Toxicol. Lett.* 149:295-300.

Tharby, R.D. (Burlington, Ont.) 2010. Release Potential of Certain High Priority Petroleum Substances under the Chemicals Management Plan: Aviation Fuels. Rapport final. Gatineau (Qc) : Environnement Canada. 49 p. Sollicitation Number K2A15-10-0003. [réserve de consultation].

Thomas, P., Budiantara, L. 1995. Reproductive life history stages sensitive to oil and naphthalene in Atlantic Croaker. *Mar. Environ. Res.* 39:147-150.

[TOPKAT] Toxicity Prediction by Komputer Assisted Technology [en ligne]. 2004. Version 6.1. San Diego (CA) : Accelrys Software Inc. Accès : <http://www.accelrys.com/products/topkat/index.html>

Transports Canada. 2010. Items du test en vol – Ex. 2 – Connaissance de l'avion et préparation au vol [en ligne]. Ottawa (Ont.) : Transports Canada. [consulté le 3 février 2014]. Accès : <http://www.tc.gc.ca/fra/aviationcivile/publications/tp12475-ex2-1533.htm>

[UBTL] Utah Biomedical Test Laboratory, Inc. 1994. 28 day dermal toxicity study in rats ATX-92-064; Test Article F-251 (Sweet Naphtha-Merox Gasoline Stream); Study No. 66743. Salt Lake City (UT). [cité dans API, 2008].

Ullrich, S.E. 1999. Dermal application of JP-8 jet fuel induces immune suppression. *Toxicol. Sci.* 52(1):61-67.

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 1992. Screening procedures for estimating the air quality impact of stationary sources. Revised. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Air and Radiation, Office of Air Quality Planning and Standards. Accès : http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/usepa_1992b_sp_for_estim_aqi_of_ss.pdf

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2000. Benzene (cancer) – Integrated Risk Information System [base de données sur Internet]. Accès : <http://www.epa.gov/ncca/iris/subst/0276.htm>

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2006. VOC fugitive losses: New monitors, emission losses and potential policy gaps. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Air Quality Planning and Standards. Accès : http://www.epa.gov/ttnchie1/efpac/documents/wrkshop_fugvocemissions.pdf

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2008a. Petroleum Industry. In: Compilation of Air Pollutant Emission Factors, AP 42, 5^e éd. vol. 1. Research Triangle Park (NC) : Office of Air Quality Planning and Standards, Environmental Protection Agency des États-Unis. Accès : <http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/ch05/final/c05s02.pdf>

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2010. Critical review of DIAL emission test: Data from BP Petroleum refinery in Texas City, Texas. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Air Quality Planning and Standards. Accès : http://www.epa.gov/ttn/atw/bp_dial_review_report_12-3-10.pdf

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2011. Screening-level hazard characterization. Kerosene/Jet fuel category. Washington (DC) : High Volume Challenge Program, Environmental Protection Agency des États-Unis. [consulté le 14 avril 2011]. Accès : http://www.epa.gov/oppt/chemrtk/hpvis/hazchar/Category_Kerosene-Jet%20Fuel_March_2011.pdf

Vernot, E.H., Drew, R.T., Kane, M.L. 1990. Acute toxicological evaluation of straight run kerosene. *J. Am. Coll. Toxicol. B* 1:30-31. [cité dans Ritchie *et al.*, 2001a].

Vijayalaxmi, V., Kligerman, A.D., Prihoda, T.J., Ullrich, S.E. 2004. Cytogenetic studies in mice treated with the jet fuels, Jet-A and JP-8. *Cytogenet. Genome Res.* 104:371-375.

Vijayalaxmi, V., Kligerman, A.D., Prihoda, T.J., Ullrich, S.E. 2006. Micronucleus studies in the peripheral blood and bone marrow of mice treated with jet fuels, JP-8 and Jet-A. *Mutat. Res.* 608:82-87.

Wang, S., Young, R.S., Witten, M.L. 2001. Age-related differences in pulmonary inflammatory responses to JP-8 jet fuel aerosol inhalation. *Toxicol. Ind. Health* 17:23-29.

Weinstein, J.E., Oris, J.T. 1999. Humic acids reduce the bioaccumulation and photoinduced toxicity of fluoranthene to fish. *Environ. Toxicol. Chem.* 18(9):2087-2094.

Wernersson, A. 2003. Predicting petroleum phototoxicity. *Ecotox. Environ. Safe.* 54:355-365.

Wong, S.S., Hyde, J., Sun, N.N., Lantz, R.C., Witten, M.L. 2004. Inflammatory responses in mice sequentially exposed to JP-8 jet fuel and influenza virus. *Toxicology* 197:139-147.

Wong, S.S., Vargas, J., Thomas, A., Fastje, C., McLaughlin, M., Camponovo, R., Clark Lantz, R., Heys, J., Witten, M.L. 2008. *In vivo* comparison of epithelial responses for S-8 versus JP-8 jet fuels below permissible exposure limit. *Toxicology* 254:106-111.

Woodrow, J.E. 2003. The Laboratory Characterization of Jet Fuel Vapor and Liquid. *Energy Fuels* 17(1):216-224.

[WSKOWWIN] Water Solubility for Organic Compounds Program for Microsoft Windows [modèle d'évaluation]. 2010. Version 1.42. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

Annexe A : Groupes de substances pétrolières

Tableau A-1. : Description des neuf groupes de substances pétrolières

Groupe ^a	Description	Exemple
Pétroles bruts	Mélanges complexes d'hydrocarbures aliphatiques et aromatiques et de petites quantités de composés inorganiques, présentes naturellement sous la surface terrestre ou le plancher océanique	Pétrole brut
Pétrole et gaz de raffinerie	Mélanges complexes d'hydrocarbures légers comportant principalement de 1 à 5 atomes de carbone	Propane
Naphtes à faible point d'ébullition	Mélanges complexes d'hydrocarbures comportant principalement de 4 à 12 atomes de carbone	Essence
Gazoles	Mélanges complexes d'hydrocarbures comportant principalement de 9 à 25 atomes de carbone	Carburant diesel
Mazouts lourds	Mélanges complexes d'hydrocarbures lourds comportant principalement de 11 à 50 atomes de carbone	Mazout n° 6
Huiles de base	Mélanges complexes d'hydrocarbures comportant principalement de 15 à 50 atomes de carbone	Huiles lubrifiantes
Extraits aromatiques	Mélanges complexes d'hydrocarbures principalement aromatiques comportant de 15 à 50 atomes de carbone	Matières de base pour la production de benzène
Paraffines, gatlsh et pétrolatum	Combinaisons complexes d'hydrocarbures principalement aliphatiques comportant de 12 à 85 atomes de carbone	Pétrolatum
Bitume ou résidus sous vide	Combinaisons complexes d'hydrocarbures lourds comportant plus de 25 atomes de carbones	Asphalte

^a Groupes fondés sur les classifications élaborées par le CONCAWE et sur un rapport demandé par l'Institut canadien des produits pétroliers (Simpson, 2005).

Annexe B : Propriétés chimiques et physiques des structures représentatives pour les carburants aviation

Tableau B-1. Propriétés physiques et chimiques des substances représentatives pour les carburants aviation (EPI Suite, 2008)^a

Alcanes

Classe chimique, nom et n° CAS	Carburant aviation représenté	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa)	Constante de la loi d'Henry (Pa·m ³ /mol)
C9 <i>n</i> -nonane (111-84-2)	64741-87-3 68527-27-5 64741-86-2	150,8 (expt.)	-53,5 (expt.)	593 (expt.)	$3,5 \times 10^5$ (expt.)
C12 <i>n</i> -dodécane (112-40-3)	64741-87-3 64741-86-2	216,3 (expt.)	-9,6 (expt.)	18,0 (expt.)	$8,3 \times 10^5$ (expt.)
C15 <i>n</i> -pentadécane (629-62-9)	64741-86-2	271 (expt.)	9,9 (expt.)	0,5 (expt.)	$1,3 \times 10^6$ (expt.)

Isoalcanes

Classe chimique, nom et n° CAS	Carburant aviation représenté	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa)	Constante de la loi d'Henry (Pa·m ³ /mol)
C6 2-méthylpentane (43133-95-5)	64741-87-3	60,2 (expt.)	-153,7 (expt.)	$2,8 \times 10^4$ (expt.)	$1,7 \times 10^5$ (expt.)
C9 2,2-diméthylheptane (1071-26-7)	64741-87-3 68527-27-5 64741-86-2	133 (expt.)	-113 (expt.)	$1,4 \times 10^3$	$5,8 \times 10^5$
C12 2,3-diméthyldécane (17312-44-6)	64741-87-3 68527-27-5 64741-86-2	181,4	-43	165	2×10^6
C15 2-méthyltétradécane (1560-95-8)	64741-86-2	250	1,5	5,8	$4,6 \times 10^6$

Cycloalcanes monocycliques

Classe chimique, nom et n° CAS	Carburant aviation représenté	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa)	Constante de la loi d'Henry (Pa·m ³ /mol)
C ₉ 1,2,3- triméthylcyclohexane (1678-97-3)	64741-87-3 68527-27-5 64741-86-2	151,2 (expt.)	-85,7 (expt.)	649	9,6 × 10 ⁴
C ₁₂ <i>n</i> - hexylcyclohexane (4292-75-5)	64741-87-3 68527-27-5 64741-86-2	224 (expt.)	-43 (expt.)	15,2 (expt.)	2 × 10 ⁵
C ₁₅ nonylcyclohexane (2883-02-05)	64741-86-2	282 (expt.)	-10 (expt.)	0,3 (expt.)	5,3 × 10 ⁵

Cycloalcanes bicycliques

Classe chimique, nom et n° CAS	Carburant aviation représenté	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa)	Constante de la loi d'Henry (Pa·m ³ /mol)
C ₉ <i>cis</i> -bicyclononane (4551-51-3)	64741-87-3 68527-27-5 64741-86-2	167 (expt.)	-53 (expt.)	320	9 210
C ₁₅ 2-isopentadécylène	64741-86-2	244	23	2,4	4,8 × 10 ⁴ (expt.)
C ₂₀ 2,4-diméthyl-octyl- 2-décylène	64741-86-2	324	41	0,1	7,2 × 10 ⁵

Polycycloalcanes

Classe chimique, nom et n° CAS	Carburant aviation représenté	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa)	Constante de la loi d'Henry (Pa·m ³ /mol)
C ₁₄ Hydrophénanthrène	64741-86-2	255	21	4,5	8 590

Substances aromatiques monocycliques

Classe chimique, nom et n° CAS	Carburant aviation représenté	Point d'ébullit ion (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa)	Constante de la loi d'Henry (Pa·m ³ /mol)
C ₆ benzène (71-43-2)	64741-87-3 68527-27-5	80 (expt.)	5,5 (expt.)	1,3 × 10 ⁴ (expt.)	562 (expt.)
C ₉ 1-méthyl-2- éthylbenzène (611-14-3)	64741-87-3 68527-27-5 64741-86-2	165,2 (expt.)	-80,8 (expt.)	348 (expt.)	560 (expt.)
C ₁₅ <i>n</i> -nonylbenzène (1081-77-2)	64741-86-2	281 (expt.)	-24 (expt.)	0,8 (expt.)	1 × 10 ⁴

Cycloalcanes monoaromatiques*

Classe chimique, nom et n° CAS	Carburant aviation représenté	Point d'ébullit ion (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa)	Constante de la loi d'Henry (Pa·m ³ /mol)
C ₁₀ tétraline (119-64-2)	64741-87-3 68527-27-5 64741-86-2	102-104 (expt.)	-35,7 (expt.)	49,1 (expt.)	138 (expt.)
C ₁₅ méthyloctahydroph éнанthrène	64741-87-3 64741-86-2	267,1	27,9	2,3	1,5 × 10 ⁴

Substances aromatiques bicycliques

Classe chimique, nom et n° CAS	Carburant aviation représenté	Point d'ébullit ion (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa)	Constante de la loi d'Henry (Pa·m ³ /mol)
C ₁₀ naphtalène (91-20-3)	64741-87-3 68527-27-5 64741-86-2	217,9 (expt.)	80,2 (expt.)	13,1 (expt.)	45 (expt.)
C ₁₅ 4-isopropylbiphény le (7116-95-2)	64741-86-2	309	43,7	0,1	98,7

Cycloalcanes diaromatiques

Classe chimique, nom et n° CAS	Carburant aviation représenté	Point d'ébullit ion (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa)	Constante de la loi d'Henry (Pa·m ³ /mol)
C ₁₂ acénaphène (83-32-9)	64741-86-2	279 (expt.)	93,4 (expt.)	0,3 (expt.)	18,6 (expt.)
C ₁₅ éthylfluorène (65319-49-5)	64741-86-2	337,6	94,6	0,007	5,6

Substances aromatiques tricycliques

Classe chimique, nom et n° CAS	Carburant aviation représenté	Point d'ébullit ion (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa)	Constante de la loi d'Henry (Pa·m ³ /mol)
C ₁₅ 2-méthylphénanthrène (2531-84-2)	64741-86-2	155–160 (expt.)	57–59 (expt.)	0,009	2,8

Tableau B-1 (suite) Propriétés physiques et chimiques des substances représentatives pour les carburants aviation (EPI Suite, 2008)a**Alcanes**

Classe chimique, nom et n° CAS	Carburant aviation représenté	Log K _{oc}	Log K _{co}	Solubilité aqueuse (mg/L) ^b
C ₉ <i>n</i> -nonane (111-84-2)	64741-87-3 68527-27-5 64741-86-2	5,65 (expt.)	4,9	0,22 (expt.)
C ₁₂ <i>n</i> -dodécane (112-40-3)	64741-87-3 64741-86-2	6,1 (expt.)	5,3	0,004 (expt.)
C ₁₅ <i>n</i> -pentadécane (629-62-9)	64741-86-2	7,7	6,7	8 × 10 ⁻⁵ (expt.)

Isoalcane

Classe chimique, nom et n° CAS	Carburant aviation représenté	Log K _{oc}	Log K _{co}	Solubilité aqueuse (mg/L) ^b
C ₆ 2-méthylpentane (43133-95-5)	64741-87-3	3,2	2,7	13 (expt.)
C ₉ 2,2- diméthylheptane (1071-26-7)	64741-87-3 68527-27-5 64741-86-2	4,7	4,0	2,9
C ₁₂ 2,3-diméthyldécane (17312-44-6)	64741-87-3 68527-27-5 64741-86-2	6,1	5,3	0,1
C ₁₅ 2- méthyltétradécane (1560-95-8)	64741-86-2	7,6	6,6	0,003

Cycloalcane monocycliques

Classe chimique, nom et n° CAS	Carburant aviation représenté	Log K _{oc}	Log K _{co}	Solubilité aqueuse (mg/L) ^b
C ₉ 1,2,3- triméthylcyclohexane (1678-97-3)	64741-87-3 68527-27-5 64741-86-2	4,4	3,8	5,1
C ₁₂ <i>n</i> -hexylcyclohexane (4292-75-5)	64741-87-3 68527-27-5 64741-86-2	6,1	5,3	0,1
C ₁₅ nonylcyclohexane (2883-02-05)	64741-86-2	7,5	6,5	0,005

Cycloalcane bicycliques

Classe chimique, nom et n° CAS	Carburant aviation représenté	Log K _{oc}	Log K _{co}	Solubilité aqueuse (mg/L) ^b
C ₉ <i>cis</i> -bicyclononane (4551-51-3)	64741-87-3 68527-27-5 64741-86-2	3,7	3,2	25,1
C ₁₅ 2-isopentadécylène	64741-86-2	4,2	3,7 (expt.)	0,9 (expt.)
C ₂₀ 2,4-diméthyl-octyl- 2-décane	64741-86-2	8,9	7,7	1,2 x 10 ⁻⁴

Polycycloalcanes

Classe chimique, nom et n° CAS	Carburant aviation représenté	Log K _{oc}	Log K _{co}	Solubilité aqueuse (mg/L) ^b
C14 Hydrophénanthrène	64741-86-2	5,2	4,5	0,5

Substances aromatiques monocycliques

Classe chimique, nom et n° CAS	Carburant aviation représenté	Log K _{oc}	Log K _{co}	Solubilité aqueuse (mg/L) ^b
C6 benzène (71-43-2)	64741-87-3 68527-27-5	2,1 (expt.)	1,8 (expt.)	2,1 (expt.)
C9 1-méthyl-2-éthylbenzène (611-14-3)	64741-87-3 68527-27-5 64741-86-2	3,5 (expt.)	3,1	3,5 (expt.)
C15 <i>n</i> -nonylbenzène (1081-77-2)	64741-86-2	7,1 (expt.)	6,2	7,1 (expt.)

Cycloalcanes monoaromatiques

Classe chimique, nom et n° CAS	Carburant aviation représenté	Log K _{oc}	Log K _{co}	Solubilité aqueuse (mg/L) ^b
C10 tétraline (119-64-2)	64741-87-3 68527-27-5 64741-86-2	3,5 (expt.)	3,0	47 (expt.)
C15 méthyloctahydrophénanthrène	64741-87-3 64741-86-2	5,6	4,9	0,2

Substances aromatiques bicycliques

Classe chimique, nom et n° CAS	Carburant aviation représenté	Log K _{oc}	Log K _{co}	Solubilité aqueuse (mg/L) ^b
C10 Naphthalène (91-20-3)	64741-87-3 68527-27-5 64741-86-2	3,3 (expt.)	3,0 (expt.)	31 (expt.)
C15 4-isopropylbiphényle (7116-95-2)	64741-86-2	5,5 (expt.)	4,8	0,9

Cycloalcanes diaromatiques

Classe chimique, nom et n° CAS	Carburant aviation représenté	Log K _{oc}	Log K _{co}	Solubilité aqueuse (mg/L) ^b
C ₁₂ acénaphène (83-32-9)	64741-86-2	3,9 (expt.)	3,6 (expt.)	3,9 (expt.)
C ₁₅ éthylfluorène (65319-49-5)	64741-86-2	5,1	4,4	0,2

Substances aromatiques tricycliques

Classe chimique, nom et n° CAS	Carburant aviation représenté	Log K _{oc}	Log K _{co}	Solubilité aqueuse (mg/L) ^b
C ₁₅ 2-méthylphénanthrène (2531-84-2)	64741-86-2	5,2 (expt.) 4,9 (expt.)	4,2	0,3 (expt.)

Abréviations : K_{oc}, coefficient de partage carbone organique-eau; K_{co}, coefficient de partage octanol-eau; expt., valeurs expérimentales.

^a Toutes les valeurs sont modélisées, sauf celles comportant la mention (expt.), indiquant une valeur expérimentale. Les modèles utilisés étaient les suivants : HENRYWIN (2011) pour les constantes de la loi d'Henry, KOWWIN (2010) pour le log K_{oc}, KOCWIN (2010) pour le log K_{oc}, WSKOWWIN (2010) pour la solubilité de l'eau.

^b L'hydrosolubilité maximale a été estimée pour chaque substance représentative d'après ses propriétés physiques et chimiques intrinsèques. L'hydrosolubilité réelle d'un constituant d'un mélange est inférieure étant donné que l'hydrosolubilité totale du mélange idéal est proportionnelle à la somme des valeurs de l'hydrosolubilité des fractions molaires de chaque composant pris individuellement (Banerjee, 1984).

Annexe C : Renseignements sur la production et le transport

Tableau C-1. Production, importations et exportations canadiennes d'essence aviation et de carburéacteur en 2011, en millions de litres (Statistique Canada, 2012)

Produit	Production des raffineries	Production nette ^a	Importations	Exportations
Essence aviation ^b	49,9	49,5	0,0	8,4
Carburéacteur, type kérosène ^c	4056,8	3868,8	2217,9	307,9
Total	4106,7	3918,3	2217,9	316,3

^a Production nette suivant les transferts d'un produit à l'autre.

^b Tous les types d'essences utilisées pour les avions à moteurs à pistons.

^c Tous les carburants de type kérosène pour les turboréacteurs et les moteurs de type à réaction simple.

Tableau C-2. Utilisation des essences aviation et des carburéacteurs au Canada en 2008, en millions de litres (Statistique Canada, 2009)

Volume (en millions de litres)

Distributions	Essence aviation	Carburéacteur ^a
Transporteurs aériens canadiens	34,3	5042,9
Transporteurs aériens étrangers	0,0	638,0
Administration publique	1,7	200,2
Organismes commerciaux et autres institutions	53,5	849,6

^a Comprend le carburateur de type naphte et kérosène

Tableau C-3. Déversements de carburants aviation (essences et carburéacteurs) à l'échelle nationale de 2000 à 2009 (Base de données NEMISIS d'Environnement Canada, 2011)^a

Année	Volume moyen des déversements (en litres)	Volume maximal d'un déversement unique (en litres)	Volume médian des déversements (en litres)	Nombre de déversements signalés	% de déversements à volume inconnu	Volume total des déversements déclarés (en litres)	Volume total extrapolé des déversements ^b (en litres)
2009	576	3 388	278	28	10,7	14 404	20 573
2008	704	18 000	20	76	2,6	52 121	56 234
2007	6 873	200 000	38	80	5	522 385	530 610
2006	1 151	22 000	50	83	3,7	90 939	97 108
2005	3 555	179 280	68	108	5,6	362 566	374 903
2004	597	16 957	50	97	9,3	52 498	71 004
2003	1 117	26 768	100	99	11,1	98 319	120 938
2002	1 063	18 000	133	64	9,4	61 662	74 000
2001	2 274	150 000	100	120	7,5	252 408	270 914
2000	977	26 145	60	70	12,9	59 566	78 073
Volume total des déversements						1 566 868	1 694 355

^a Ne comprend pas les déversements dus à l'écrasement d'un aéronef, à une collision, à la glace ou au givre, aux conditions routières, à l'affaissement du sol ou à des actes de vandalisme.

^b Le volume total extrapolé a été calculé à l'aide d'une estimation proportionnelle des déversements connus afin de déterminer la fréquence et le volume des déversements inconnus, en supposant que la distribution des rejets déclarés était représentative de tous les rejets.

Tableau C-4. Volume approximatif (en litres) des déversements de carburants aviation (essences aviation et carburacteur) par province et territoire de 2000 à 2009 (Environnement Canada, 2011)^a

Province	2000	2001	2002	2003	2004	2005
Colombie-Britannique	9 953	27 000	21 244	12 962	2 908	5 500
Alberta	26 145	s.o.	s.o.	3 058	41	138 662
Saskatchewan	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
Manitoba	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
Ontario	10 816	12 500	s.o.	s.o.	s.o.	1 000
Québec	5 797	14 042	12 259	6 030	1 462	197 780
Nouveau-Brunswick	3 391	30	5 200	9 004	355	985
Nouvelle-Écosse	836	11 217	5 227	12 001	8 153	14 934
Île-du-Prince-Édouard	s.o.	15	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
Terre-Neuve-et-Labrador	2 628	185 630	17 732	55 264	39 579	3 555
Nunavut	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	100
Territoires du Nord-Ouest	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	50
Yukon	s.o.	461	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
Totaux annuels	59 566	252 408	61 662	98 319	52 498	362 566

^a Ne comprend pas les déversements dus à l'écrasement d'un aéronef, à une collision, à la glace ou au givre, aux conditions routières, à l'affaissement du sol ou à des actes de vandalisme.

s.o. – Sans objet (volumes des déversements non déclarés)

Tableau C-4 (suite). Volume approximatif (en litres) des déversements de carburants aviation (essences aviation et carburacteur) par province et territoire de 2000 à 2009 (Environnement Canada, 2011)^a

Province	2006	2007	2008	2009	Total
Colombie-Britannique	s.o.	400	s.o.	s.o.	79 967
Alberta	5 165	20	s.o.	9 288	182 379
Saskatchewan	s.o.	s.o.	s.o.	500	500
Manitoba	s.o.	6 650	4 000	505	11 155
Ontario	23 030	200 000	90	4	247 440
Québec	12 413	127 204	8 378	1 367	386 733
Nouveau-Brunswick	175	s.o.	6 359	1	25 501
Nouvelle-Écosse	5 883	2 076	13 571	1 616	75 512
Île-du-Prince-Édouard	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	15
Terre-Neuve-et-Labrador	17 656	35 401	19 269	1 073	377 787
Nunavut	26 617	150 583	s.o.	50	177 350
Territoires du Nord-Ouest	s.o.	36	s.o.	s.o.	86
Yukon	s.o.	15	454	s.o.	931
Totaux annuels	90 939	522 285	52 121	14 404	1 566 868^b

^a Ne comprend pas les déversements dus à l'écrasement d'un aéronef, à une collision, à la glace ou au givre, aux conditions routières, à l'affaissement du sol ou à des actes de vandalisme.

s.o. – Sans objet (volumes des déversements non déclarés)

* Les déversements non attribués à une province ou à un territoire ne sont pas inclus dans le total.

Tableau C-5. Nombre de déversements de carburants aviation dans l'air, le sol, l'eau douce et l'eau salée de 2000 à 2009 (Environnement Canada, 2011)^a

Année	Air	Sol	Eau douce	Eau salée
2000	8	45	4	2
2001	12	64	3	9
2002	4	46	4	3
2003	16	56	4	9
2004	13	45	2	13
2005	21	55	8	7
2006	13	48	3	8
2007	7	38	1	9
2008	4	38	3	1
2009	5	12	2	5
Total ^b	103	447	34	66
Moyenne	11	48	3	7
% des rejets totaux ^c	15,8 %	68,8 %	5,2 %	10,2 %

^a Ne comprend pas les déversements dus à l'écrasement d'un aéronef, à une collision, à la glace ou au givre, aux conditions routières, à l'affaissement du sol ou à des actes de vandalisme.

^b Les rejets qui ont touché plusieurs milieux ne sont pas considérés distinctement de ceux qui ont touché un seul milieu. Les rejets associés à un milieu touché (eaux souterraines uniquement [3], inconnu [21]) ou qui ne sont pas associés à un milieu (216) ne sont pas inclus.

^c Pourcentage des rejets totaux dans l'air, le sol, l'eau douce et l'eau salée (650 rejets).

Tableau C-6a. Sources des déversements de carburant aviation au Canada de 2000 à 2009 (Environnement Canada, 2011)^a

Source	Nombre total de rejets	Volume total des déversements (en litres)	Proportion du volume	Volume moyen des déversements (en litres)
Autre installation de stockage	46	507 475	0,32	11 534
Aéronef	472	406 807	0,26	906
Train	3	286 480	0,18	95 493
Autre	77	173 420	0,11	2 477
Camion-citerne	85	67 618	0,04	856
Dépôt	13	42 310	0,03	4 701
Oléoduc	10	31 382	0,02	3 487
Autre installation industrielle	7	12 454	0,01	1 779
Autre embarcation	6	12 185	0,01	2 437

Autres véhicules automobiles	39	7 266	0,00	196
Raffinerie	2	6 374	0,00	3 187
Inconnue	31	3 924	0,00	178
Migration	7	3 560	0,00	593
Barge	5	2 045	0,00	511
Vraquier	6	1 750	0,00	350
Station-service	5	800	0,00	800
Champ de production	1	410	0,00	410
Camion de transport	4	330	0,00	83
Navire-citerne	5	267	0,00	67
Équipement électrique	1	11	0,00	11
Égouts municipaux	0	0	0,00	0
Usine municipale de traitement des eaux d'égout	0	0	0,00	0
Usine chimique	0	0	0,00	0
Terminal maritime	0	0	0,00	0
Total	825	1 566 868	1,00	2056

^a Ne comprend pas les déversements dus à l'écrasement d'un aéronef, à une collision, à la glace ou au givre, aux conditions routières, à l'affaissement du sol et à des actes de vandalisme.

Tableau C-6b. Causes des déversements de carburant aviation au Canada de 2000 à 2009 (Environnement Canada, 2011)^a

Cause	Nombre total de rejets	Volume total des déversements (en litres)	Proportion du volume	Volume moyen des déversements (en litres)
Rejets	122	359 915	0,23	3 130
Déraillement	2	286 080	0,18	143 040
Fuites d'un réservoir hors sol	40	208 925	0,13	6 145
Autre	103	199 025	0,13	2 140
Fuites des contenants	34	176 354	0,11	5 511
Trop-plein	216	157 427	0,10	764
Inconnue	88	60 804	0,04	833
Fuite d'une conduite	73	56 012	0,04	849
Renversement	8	21 500	0,01	4 300
Perturbation d'un procédé	58	20 960	0,01	361

Fuite d'une soupape ou d'un raccord	69	19 501	0,01	287
Naufrage	2	190	0,00	190
Explosion d'un puits	7	147	0,00	21
Fuite du système de refroidissement	1	25	0,00	25
Pompage de cale	1	2	0,00	2
Échouement	1	0	0,00	0
Défaillance d'une digue	0	0	0,00	0
Fuite de réservoirs souterrains	0	0	0,00	0
Total	825	1 566 868	1,00	2 056

^a Ne comprend pas les déversements dus à l'écrasement d'un aéronef, à une collision, à la glace ou au givre, aux conditions routières, à l'affaissement du sol et à des actes de vandalisme.

Tableau C-6c. Raisons des déversements de carburant aviation de 2000 à 2009 (Environnement Canada, 2011)^a

Raison	Nombre total de rejets	Volume total des déversements (en litres)	Proportion du volume	Volume moyen des déversements (en litres)
Inconnue	120	440 075	0,28	4 445
Défaillance de l'équipement	150	282 292	0,18	2 002
Erreur humaine	162	251 562	0,16	1 688
Défaillance des matériaux	187	184 449	0,12	1 019
Autre	100	166 321	0,11	1 769
Domages causés par l'équipement	10	112 838	0,07	12 538
Rejet volontaire	53	98 520	0,06	1 932
Négligence	20	15 606	0,01	867
Corrosion	2	7 700	0,00	7 700
Migration	7	5 489	0,00	915
Surcharge	5	1 791	0,00	358
Joint d'étanchéité	8	221	0,00	32
Incendie, explosion	1	3	0,00	3
Panne de courant	0	0	0,00	0
Défaut de soudure, joint	0	0	0,00	0
Total	825	1 566 868	1,00	2 056

^a Ne comprend pas les déversements dus à l'écrasement d'un aéronef, à une collision, à la glace ou au givre, aux conditions routières, à l'affaissement du sol et à des actes de vandalisme.

Annexe D : Persistance et bioaccumulation

Tableau D-1. Valeurs expérimentales concernant les demi-vies des hydrocarbures d'une essence formulée dans l'eau (Prince *et al.*, 2007b)

Aromatiques

Produit chimique	Demi-vie médiane (jours)	Demi-vie moyenne (jours)
benzène	3,2	4,6
1-(méthyléthyl)benzène	3,2	5,2
2-éthyl-1,3-diméthylbenzène	3,2	4,9

Substances aromatiques bicycliques

Produit chimique	Demi-vie médiane (jours)	Demi-vie moyenne (jours)
Naphtalène	3,2	4,4

n-Alcanes

Produit chimique	Demi-vie médiane (jours)	Demi-vie moyenne (jours)
Butane	15	31,8
Hexane	6,5	10,2
Nonane	3,2	4,4
Dodécane	2,8	3,8

Isoalcanes

Produit chimique	Demi-vie médiane (jours)	Demi-vie moyenne (jours)
2-méthylpropane (isobutane)	17,1	41,7
2-méthylpropène	10,4	16,7
3-méthylpropène	10,1	21,3
2-méthylbutane	4,8	6,0
4-méthylnonane	3,2	4,8

Cycloalcanes

Produit chimique	Demi-vie médiane (jours)	Demi-vie moyenne (jours)
1,1,3-triméthylcyclohexane	8,5	14,2

Alcènes

Produit chimique	Demi-vie médiane (jours)	Demi-vie moyenne (jours)
cis-3-hexène	6,5	8,4

Cycloalkènes

Produit chimique	Demi-vie médiane (jours)	Demi-vie moyenne (jours)
Cyclopentène	8,1	11,5
4-méthylcyclopentène	8,1	12,5

Tableau D-2. Valeurs expérimentales concernant la biodégradation des composants du carburant diesel dans l'eau (Penet et al., 2004)

Type de carburant diesel	Type de culture	Paramètres/unités de dégradation	Valeur de dégradation (%) value (%)	Valeur de minéralisation (%)
Ruisselet	Sol, boue	Biodégradation, % (après 28 jours)	91 ± 1 45 ± 15	70 ± 4, 66 ± 13
Hydrocraquage	Sol, boue	Biodégradation, % (après 28 jours)	93 ± 3 61 ± 6	67 ± 4, 50 ± 11
Hydrocraquage en supplément	Sol, boue	Biodégradation, % (après 28 jours)	90 ± 2 82 ± 4	85 ± 12, 58 ± 6
Gazole léger	Sol, boue	Biodégradation, % (après 28 jours)	88 ± 1 75 ± 7	70 ± 5, 53 ± 6
Fischer-Tropsch	Sol, boue	Biodégradation, % (après 28 jours)	95 ± 4 79 ± 4	55 ± 8, 66 ± 4
Commercial	Sol, boue	Biodégradation, % (après 28 jours)	93 ± 2 61	54 ± 4, 54

Tableau D-3. Une analyse des données de persistance des hydrocarbures pétroliers représentative des essences aviation d'après Environnement Canada (2013)

Nombre d'atomes de carbone	C ₄	C ₅	C ₆	C ₈	C ₉	C ₁₀	C ₁₁	C ₁₂	C ₁₃	C ₁₄	C ₁₅	C ₁₈	C ₂₀
<i>n</i> -alcane	A	A	A	s.o.	—	—	s.o.	—	s.o.	s.o.	—	—	—
<i>i</i> -alcane	A	A	A	—	—	—	s.o.	—	—	s.o.	—	s.o.	—
<i>n</i> -alcènes	—	Sd	s.o.	s.o.	—	s.o.	s.o.	—	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
Alcane monocycliques	s.o.	s.o.	—	—	—	—	s.o.	—	s.o.	s.o.	—	s.o.	—
Alcane dicycliques	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	Sd	s.o.	s.o.	Sd	s.o.	s.o.	S, W, Sd	s.o.	S, W, Sd
Alcane polycycliques	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	Sd	s.o.	S, W, Sd	s.o.
Substances monoaromatiques	s.o.	s.o.	A	A	Sd	—	Sd	S, W, Sd	s.o.	s.o.	Sd	s.o.	—

Cycloalcanes monoaromatiques	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S, W, Sd	S, W, Sd	S.O.	S, W, Sd	S.O.	S.O.	S, W, Sd	S.O.	S, W, Sd
Substances diaromatiques	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S, W, Sd	S.O.	S, W, Sd	S.O.	S.O.	S, W, Sd	S.O.	S, W, Sd
Cycloalcanes diaromatiques	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S, W, Sd	A	S.O.	—	S.O.	—
Substances aromatiques tricycliques	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	A	S.O.	A, S, W, Sd	—	S.O.	—

A – Demi-vie prévue dans l'air de deux jours ou plus

S – Demi-vie prévue dans le sol de six mois ou plus

W – Demi-vie prévue dans l'eau de six mois ou plus

Sd – Demi-vie prévue dans les sédiments de six mois ou plus

– Indique que ces structures ne sont pas considérées comme pouvant persister longtemps dans l'air, le sol, l'eau ou les sédiments.

S.O. – sans objet Indique qu'aucun de ces nombres d'atomes de carbone n'existe au sein du groupe ou n'a été modélisé

Tableau D-4. Une analyse des données de bioaccumulation modélisées et expérimentales des hydrocarbures pétroliers représentative des essences aviation d'après Environnement Canada (2013)

Nombre d'atomes de carbone	C ₁₂	C ₁₃	C ₁₄	C ₁₅	C ₁₈	C ₂₀
<i>n</i>-alcane	—	—	—	—	—	—
<i>i</i>-alcane	—	B	S.O.	B	S.O.	S.O.
alcène	B	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
cycloalcanes monocycliques	B	S.O.	S.O.	B	S.O.	S.O.
cycloalcanes bicycliques	B	—	S.O.	B	S.O.	S.O.
polycycloalcanes	S.O.	S.O.	B	S.O.	—	S.O.
monoaromatiques	—	S.O.	S.O.	B	S.O.	S.O.
cycloalcanes monoaromatiques	—	S.O.	S.O.	B	—	B
Substances diaromatiques	B	B	—	—	S.O.	S.O.
cycloalcanes diaromatiques	—	—	—	—	S.O.	B
Substances polyaromatiques tricycliques	—	S.O.	B	—	S.O.	B

B – Caractère bioaccumulable très élevé prévu avec un FBC/FBA supérieur à 5 000

S.O. – sans objet Indique qu'aucun de ces nombres d'atomes de carbone n'existe au sein du groupe ou n'a été modélisé

– Indique que ces structures ne sont pas considérées comme étant très bioaccumulables

Annexe E : Effets écologiques

Tableau E-1a. Valeurs empiriques de la toxicité aquatique de divers carburants aviation

Organisme	Nom commun	Essai	Dose (mg/L)	Remarque	Référence
<i>Daphnia magna</i>	Cladocère	CL ₅₀ après 48 h	28	FSE – Essence aviation 110 ^a	Harris, 1994
<i>Daphnia magna</i>	Cladocère	CL ₅₀ après 48 h	15	FSE – Essence aviation 80	Harris, 1994

^a Fraction hydrosoluble.

Tableau E-1b : Valeurs empiriques de la toxicité aquatique aiguë de divers carburéacteurs

Organisme	Nom commun	Essai	Dose (mg/L)	Remarque	Référence
<i>Daphnia magna</i>	Cladocère	CL ₅₀ après 48 h	6	FSE – Jet A	Harris, 1994
<i>Daphnia magna</i>	Cladocère	CL ₅₀ après 48 h	26	FSE – Jet B	Harris, 1994
<i>Pimpephales promelas</i>	Tête-de-boule	CL ₅₀ après 96 h	18	FSE – Carburéacteur JP-4	Fisher <i>et al.</i> , 1983
<i>Pimpephales promelas</i>	Tête-de-boule	CL ₅₀ après 96 h	18,7	FSE – Carburéacteur JP-4	Fisher <i>et al.</i> , 1985
<i>Pimpephales promelas</i>	Tête-de-boule	CL ₅₀ après 96 h	18,8	FSE – Carburéacteur JP-4	Fisher <i>et al.</i> , 1985
<i>Pimpephales promelas</i>	Tête-de-boule	CL ₅₀ après 96 h	5,5	FSE – Carburéacteur JP-8	Fisher <i>et al.</i> , 1985
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Truite arc-en-ciel	CSEO 128 jours (mortalité)	> 1,4	FSE – Carburéacteur JP-8	Klein et Jenkins, 1983
<i>Notemigonus chrysolenca</i>	Chatte de l'Est	CL ₅₀ après 96 h	8	FSE – Carburéacteur JP-8	Klein et Jenkins, 1983
<i>Jordanella floridae</i>	Jordanelle de Floride	CSEO 128 jours	> 1,5	FSE – Carburéacteur JP-8	Klein et Jenkins, 1983

Tableau E-2a. Valeurs expérimentales de la toxicité aquatique de l'essence

Poisson : *Cyprinodon variegatus* (mené tête-de-mouton)

Type d'essence	Essai	Valeur pour la toxicité (mg/L)	Référence
API PS-6	CL ₅₀ après 96 h	8,3	CONCAWE, 1992
Essence synthétique	CL ₅₀ après 96 h	5,3	CONCAWE, 1992

Poisson : *Lepomis macrochirus* (crapet arlequin)

Type d'essence	Essai	Valeur pour la toxicité (mg/L)	Référence
API PS-6	CL ₅₀ après 96 h	6,3	CONCAWE (1992)
Essence synthétique	CL ₅₀ après 96 h	6,4	CONCAWE (1992)

Poisson : *Oncorhynchus mykiss* (truite arc-en-ciel)

Type d'essence	Essai	Valeur de la toxicité (mg/L)	Référence
API PS-6	CL ₅₀ après 96 h	2,7	CONCAWE (1992)
Essence synthétique	CL ₅₀ après 96 h	5,1	CONCAWE (1992)
Essence sans plomb ou à faible teneur en plomb	CL ₅₀ après 48 h	5,4 à 6,8	CONCAWE (1992)
Essence sans plomb ou à faible teneur en plomb	CL ₅₀ après 96 h	125 à 182	CONCAWE (1992)
Essence sans plomb ou à faible teneur en plomb	CL ₅₀ après 168 h	96 à 182	CONCAWE (1992)
Essence sans plomb ou à faible teneur en plomb	LL ₅₀ après 96 h	10 à 18	CONCAWE (1992)
Essence sans plomb ou à faible teneur en plomb	DSEO après 96 h	4,5 à 10	CONCAWE (1992)

Poisson : *Oncorhynchus mykiss* (larve de truite arc-en-ciel)

Type d'essence	Essai	Valeur de la toxicité (mg/L)	Référence
Essence sans plomb ou à faible teneur en plomb	CL ₅₀ après 48 h	7	Lockhart <i>et al.</i> , 1987
Essence sans plomb ou à faible teneur en plomb	CL ₅₀ après 48 h	5	Lockhart <i>et al.</i> , 1987

plomb			
-------	--	--	--

Poissons : *Alburnus alburnus* (ablette commune)

Type d'essence	Essai	Valeur de la toxicité (mg/L)	Référence
Essence sans plomb ou à faible teneur en plomb	CL ₅₀ après 24 h	47	CONCAWE (1992)

Poissons : *Alosa sapidissima* (alose savoureuse)

Type d'essence	Essai	Valeur de la toxicité (mg/L)	Référence
Essence (type non précisé)	TLm après 24 heures	90 à 91	CONCAWE (1992)
Essence (type non précisé)	TLm après 48 h	91	CONCAWE (1992)

Invertébrés d'eau douce : *Daphnia magna* (cladocère)

Type d'essence	Essai	Valeur de la toxicité (mg/L)	Référence
API PS-6	CE ₅₀ après 48 h (immobilisation)	3	CONCAWE (1992)
Essence synthétique	CE ₅₀ après 48 h (immobilisation)	1,2	CONCAWE (1992)
Essence sans plomb ou à faible teneur en plomb	CE ₅₀ après 24 h (immobilisation)	260	CONCAWE (1992)
Essence sans plomb ou à faible teneur en plomb	CE ₅₀ après 24 h (immobilisation)	345	CONCAWE (1992)
Essence sans plomb ou à faible teneur en plomb	CE ₅₀ après 48 h (immobilisation)	6,3	MacLean et Doe (1989)
Essence sans plomb ou à faible teneur en plomb	CE ₅₀ après 48 h (immobilisation)	4,9	MacLean et Doe (1989)
Essence sans plomb ou à faible teneur en plomb	CL ₅₀ après 48 h	6,8	Lockhart <i>et al.</i> , 1987
Essence sans plomb ou à faible teneur en plomb	CL ₅₀ après 48 h	5,4	Lockhart <i>et al.</i> , 1987

Essence sans plomb ou à faible teneur en plomb	CL ₅₀ après 48 h	50	MacLean et Doe (1989)
Essence sans plomb ou à faible teneur en plomb	CL ₅₀ après 48 h	18	MacLean et Doe (1989)
Essence sans plomb ou à faible teneur en plomb	CE ₅₀ après 48 h (immobilisation)	4,5 à 13	CONCAWE (1992)
Essence sans plomb ou à faible teneur en plomb	DSEO après 48 h (immobilisation)	4,5	CONCAWE (1992)

Invertébrés marins : *Artemia* sp. (crevette des salines)

Type d'essence	Essai	Valeur de la toxicité (mg/L)	Référence
Essence sans plomb ou à faible teneur en plomb	CE ₅₀ après 48 h	25.1	CONCAWE (1992)
Essence sans plomb ou à faible teneur en plomb	CL ₅₀ après 48 h	51	MacLean et Doe (1989)

Invertébrés marins : *Mysidopsis bahia* (mysis effilée)

Type d'essence	Essai	Valeur de la toxicité (mg/L)	Référence
API PS-6	CL ₅₀ après 96 h	1,8	CONCAWE (1992)
Essence synthétique	CL ₅₀ après 96 h	0,3	CONCAWE (1992)

Invertébrés marins : *Metamysidopsis insularis* (mysis effilée)

Type d'essence	Essai	Valeur de la toxicité (mg/L)	Référence
Essence sans plomb	CL ₅₀ après 96 h	0,1	Mohammed, 2005

Invertébrés marins : œufs de *Strongylocentrotus droebachiensis* (oursin vert)

Type d'essence	Essai	Valeur de la toxicité (mg/L)	Référence
Essence (type non précisé)	Cytolyse	> 38	CONCAWE (1992)

Invertébrés marins : œufs de *Strongylocentrotus pallidus* (oursin pâle)

Type d'essence	Essai	Valeur de la toxicité (mg/L)	Référence
Essence (type non précisé)	Clivage irrégulier	28	CONCAWE (1992)

Invertébrés marins : *Nitocra spinipes* (copépode)

Type d'essence	Essai	Valeur de la toxicité (mg/L)	Référence
Essence sans plomb ou à faible teneur en plomb	CL ₅₀ après 96 h	171	CONCAWE (1992)

Invertébrés marins : *Crangon crangon* (crevette grise)

Type d'essence	Essai	Valeur de la toxicité (mg/L)	Référence
Essence (type non précisé)	CL ₅₀ après 96 h	15	CONCAWE (1992)

Invertébrés marins : *Tigriopus californicus* (copépode)

Type d'essence	Essai	Valeur de la toxicité (mg/L)	Référence
Essence (type non précisé)	85 % de mortalité après 24 heures	1	CONCAWE (1992)

Invertébrés marins : *Tetraselmis chuii* (microalgue)

Type d'essence	Essai	Valeur de la toxicité (mg/L)	Référence
14 formules d'essence	CI ₅₀ après 96 h	4,93 à 96,52	Paixão <i>et al.</i> , 2007

Invertébrés marins : *Crassostrea rhizophorae* (embryons d'huîtres)

Type d'essence	Essai	Valeur de la toxicité (mg/L)	Référence
14 formules d'essence	CE ₅₀ après 24 heures	8,25 à 41,37	Paixão <i>et al.</i> , 2007

Tableau E-2b. Valeurs expérimentales de la toxicité aquatique du carburant diesel

Algues : *Raphidocelis subcapitata* (algue verte)

Essai	Valeur de la toxicité (mg/L)	Référence
Taux de charge effectif ₅₀ après 72 h	2,6 à 25	CONCAWE (1996)

Algues : *Phaeodactylum tricornutum* (diatomée marine)

Essai	Valeur de la toxicité (mg/L)	Référence
20 % de réduction de la croissance après 24 h	3	Hing <i>et al.</i> , 2011
CSEO après 24 h	2.5	Hing <i>et al.</i> , 2011

Algues : *Isochrysis galbana* (microalgue)

Essai	Valeur de la toxicité (mg/L)	Référence
CMEQ après 24 heures (14 % de réduction de la croissance)	26	Hing <i>et al.</i> , 2011

Algues : *Chlorella salina* (algue verte)

Essai	Valeur de la toxicité (mg/L)	Référence
CMEQ après 24 h	170	Hing <i>et al.</i> , 2011

Algues : *Diatomus forbesi* (diatomée)

Essai	Valeur de la toxicité (mg/L)	Référence
CL ₅₀ après 96 h	86	Lockhart <i>et al.</i> , 1987

Invertébrés : *Artemia* sp. (crevette des salines)

Essai	Valeur de la toxicité (mg/L)	Référence
LL ₅₀ après 48 h	22	CONCAWE (1996)
CE ₅₀ après 48 h	36	MacLean et Doe, 1989
CL ₅₀ après 48 h	39	MacLean et Doe, 1989

Invertébrés : *Crangon crangon* (crevette brune)

Essai	Valeur de la toxicité (mg/L)	Référence
CL ₅₀ après 96 h (carburant diesel)	21	Franklin et Lloyd, 1982
CL ₅₀ après 96 h (carburant diesel)	12	Franklin et Lloyd, 1982

Invertébrés : *Mysidopsis bahia* (mysis effilée)

Essai	Valeur de la toxicité (mg/L)	Référence
LL ₅₀ après 96 h	8 400	Neff <i>et al.</i> , 2 000

Invertébrés : *Metamysidopsis insularis* (mysidacé tropical)

Essai	Valeur de la toxicité (mg/L)	Référence
CL ₅₀ après 96 h Lumière UV	0,17	Mohammed, 2005
CL ₅₀ après 96 h Lumière fluorescente	0,22	Mohammed, 2005

Invertébrés : *Penaeus vannamei* (crevette pattes blanches)

Essai	Valeur de la toxicité (mg/L)	Référence
LL ₅₀ après 96 h	8 680	Neff <i>et al.</i> , 2 000

Invertébrés : larve de *Arbacia punctulata* larvae (oursin)

Essai	Valeur de la toxicité (mg/L)	Référence
LL ₅₀ après 96 h	> 28 000	Neff <i>et al.</i> , 2 000

Invertébrés : *Daphnia magna* (cladocère)

Essai	Valeur de la toxicité (mg/L)	Référence
48 h CE ₅₀ (immobilisation)	0,29	MacLean et Doe, 1989
48 h CE ₅₀ (immobilisation)	4,07	MacLean et Doe, 1989
48 h Taux de charge effectif ₅₀ (reproduction)	4,1	CONCAWE (1996)

48 h CE ₅₀ (reproduction)	10	Environnement Canada, 2010
22 h CE ₅₀ (reproduction)	11,1	Wernersson, 2003
22 h CE ₅₀ (reproduction)	17,6	Wernersson, 2003
22 h CE ₅₀ (reproduction)	24,9	Wernersson, 2003
CL ₅₀ après 24 h	1,78	Khan <i>et al.</i> , 2007
CL ₅₀ après 48 h	18	Environnement Canada, 2010

Invertébrés : *Trigriopus californicus* (harpacticoïde)

Essai	Valeur de la toxicité (mg/L)	Référence
LL ₅₀ après 48 h	87,5	CONCAWE (1996)

Invertébrés : *Mytilus edulis* (moule bleue)

Essai	Valeur de la toxicité (mg/L)	Référence
CE ₅₀ après 30 jours frai	0,8	Strømngren <i>et al.</i> , 1991 ^a
CE ₅₀ après 10 jours métamorphose larvaire	0,03	Strømngren <i>et al.</i> , 1991 ^a
CL ₅₀ après 30 jours Adulte	5	Strømngren <i>et al.</i> , 1991 ^a
CL ₅₀ après 10 jours larves	0,04	Strømngren <i>et al.</i> , 1991 ^a

Invertébrés : *Abra alba* (scrobiculaire blanc)

Essai	Valeur de la toxicité (mg/L)	Référence
CE ₅₀ après 96 h production de boulettes fécales	44	Strømngren <i>et al.</i> , 1993

Poissons : *Oncorhynchus mykiss* (truite arc-en-ciel)

Essai	Valeur de la toxicité (mg/L)	Référence
LL ₅₀ après 48 h	2,4	CONCAWE (1996)
CL ₅₀ après 96 h	100	Poirier <i>et al.</i> , 1986

CE ₅₀ après 14 jours	44,8	Mos <i>et al.</i> , 2008 ^b
---------------------------------	------	---------------------------------------

Poissons : *Oreochromis niloticus* (tilapia du Nil)

Essai	Valeur de la toxicité (mg/L)	Référence
CL ₅₀ après 96 h	8,08	Dede et Kaglo, 2001

Poissons : *Micropogonius undulatus* (tambour brésilien)

Essai	Valeur de la toxicité (mg/L)	Référence
Maturité sexuelle après huit semaines	70 % de la FAE	Thomas et Budiantara, 1995

Poissons : *Amphirion clarkia* (clown orange à queue jaune)

Essai	Valeur de la toxicité (mg/L)	Référence
LL ₅₀ après 96 h	> 28 000	Neff <i>et al.</i> , 2 000

Poissons : *Menidia beryllina* (capucette beryl)

Essai	Valeur de la toxicité (mg/L)	Référence
LL ₅₀ après 96 h	15 120	Neff <i>et al.</i> , 2 000

Poissons : *Salmo* sp. (espèce de saumon)

Essai	Valeur de la toxicité (mg/L)	Référence
CL ₅₀ après 48 h	2,52	Lockhart <i>et al.</i> , 1987

Poissons : *Alosa sapidissima* (alose savoureuse)

Essai	Valeur de la toxicité (mg/L)	Référence
TL _m après 48 h	167	Lockhart <i>et al.</i> , 1987

^a Étude fondée sur le carburant diesel microencapsulé ingéré par des bivalves.

^b Carburant diesel à faible teneur en soufre.

LL₅₀ : charge létale 50, quantité de pétrole ajouté au conteneur d'essai qui a provoqué la toxicité pour 50 % des organismes.

TL_M : tolérance limite médiane, concentration du produit provoquant la létalité chez 50 % des organismes d'essai.

FHS : fraction hydrosoluble, soit la masse du produit qui se dissout dans l'eau et qui produit la létalité chez 50 % des organismes d'essai. Il n'est pas acceptable d'utiliser une dilution de la FHS.

Tableau E-3. Valeurs modélisées de la toxicité aiguë des carburants aviation (PetroToc 2009)^a

Organisme d'essai	Nom commun	N° CAS 64741-87-3 LL ₅₀ ^c (mg/L) HS 10 % ^d Ar:Al ^e = 26:52	N° CAS 68527-27-5 LL ₅₀ ^c (mg/L) HS 10 % ^d Ar:Al ^e = 26:52	N° CAS 64741-86-2 LL ₅₀ ^c (mg/L) HS 10 % ^d Ar:Al ^e = 52:48
<i>Daphnia magna</i>	Cladocère	1,9	3,2	0,9
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Truite arc-en-ciel	0,9	1,8	0,3
<i>Pseudokirchneriella capricornutum</i>	Algue verte	1,2	1,7 ^d	0,5
<i>Rhepoxynius abronius</i>	Amphipode marin	0,4 ^d	0,9 ^d	0,07
<i>Palaemonetes pugio</i>	Bouquet Mississippi	0,8 ^d	1,6 ^d	0,2
<i>Menidia beryllina</i>	Capucette béryl	19,1	12	45
<i>Neanthes arenaceodentata</i>	Ver marin	5,4	5,1 ^d	3,5

^a Le modèle PetroTox a été exécuté dans le mode à faible résolution qui nécessite uniquement un ratio aromatique par rapport à aliphatique et dans les limites d'ébullition pour chaque bloc d'hydrocarbures.

^b Pour la modélisation, PETROTOX utilise des propriétés physiques et chimiques pour les composants trouvés dans la base de données du modèle qui peuvent être différentes de celles figurant dans le tableau B-1.

^c LL₅₀ renvoie à la charge létale, soit la quantité de produit qu'il faut ajouter pour tuer 50 % des organismes d'essai.

^d HS = Espace vide.

^e Ar:Al, ratio aromatique : aliphatique.

^f Aucun produit libre n'est présent à cette charge.

Tableau E-4. Fractions 1 à 4 du standard pancanadien relatif aux hydrocarbures pétroliers dans les terres agricoles à gros grains (CCME, 2008)

Voies d'exposition	F1 ^a (C ₆ à C ₁₀)	F2 (> C ₁₀ à C ₁₆)	F3 (> C ₁₆ à C ₃₄)	F4 (> C ₃₄)
Protection de l'eau souterraine pour la vie aquatique	970	380	N.D. ^b	N.D.
Protection de l'eau souterraine pour l'abreuvement du bétail	5 300	14 000	N.D.	N.D.
Cycle nutritif	N.C. ^c	N.C.	N.C.	N.C.
Contact écologique avec le sol	210	150	300	2 800
Ingestion de sol	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.

^a F : Fraction.^b N.D. : Non disponible.^c N.C. : Non calculé.

Tableau E-5. Volume estimé d'eau en contact avec du pétrole à persistance moyenne ($m^3 \times 106$) dans le cadre des processus de chargement, de déchargement et de transport de pétrole brut par navire pour des déversements de différentes ampleurs (RMRI, 2007)

"Taille des déversements (barils).	Chargement/déchargement	Transport
1-49	40	5 300
50-999	60	5 500
1000-9999	150	8 100
10 000-99 999	500	14 000
100 000-199 999	3 500	37 000
> 200 000	33 000	62 000

Annexe F : Données modélisées sur l'estimation de l'exposition

Tableau F-1. Variables d'entrée dans le modèle SCREEN3 pour les émissions de 90 à 180 kg/jour à l'un des principaux aéroports canadiens

Variables	Paramètres d'entrée
Type de source	Zone
Zones de transformation	$4\,890 \times 3\,665 \text{ m}^{2a}$
Rejet de vapeur lors du ravitaillement	$2,91 \times 10^{-7}$ et $5,81 \times 10^{-7} \text{ g/s} \cdot \text{m}^2$
Zone réelle de ravitaillement	$0,2 (4\,890 \times 3\,665 \text{ m}^2)^b$
Hauteur du récepteur	$1,74 \text{ m}^c$
Hauteur de la source de rejet	3 m^d
Facteur d'ajustement en fonction de la concentration annuelle	$0,2^e$
Facteur d'ajustement en fonction de la concentration quotidienne	$0,4^e$
Option urbaine/rurale	Urbaine
Météorologie	1 (Météorologie complète) ^f
Distance minimale et maximale à utiliser	de 1 à 10 000 m

^a Analyse d'une photo aérienne et jugement professionnel.

^b Jugement professionnel, partie de l'aéroport qui agit à titre de source d'émission.

^c Curry *et al.*, 1993.

^d Émissions à 3 m, pour tenir compte des points de rejet courants des réservoirs de stockage et de vapeurs des réservoirs de carburant des avions.

^e USEPA (1992) et jugement professionnel.

^f Valeur par défaut du modèle SCREEN3.

Tableau F-2. Concentration de composés organiques volatils des carburants aviation à l'un des principaux aéroports canadiens, en supposant un niveau d'émissions de 90 kg/jour.

	Concentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Concentration (pg/m^3)	Concentration (pg/m^3)
Distance (m)	Maximum pour 1 h	Maximum pour 24 heures	Moyenne annuelle
1	18,0	7,2	3,6
100	18,2	7,3	3,6
200	18,4	7,4	3,7
300	18,6	7,4	3,7
400	18,8	7,5	3,8
500	19,0	7,6	3,8
600	19,2	7,7	3,8
700	19,4	7,7	3,9

800	19,6	7,8	3,9
900	19,7	7,9	3,9
1000	19,9	8,0	4,0
1100	20,1	8,0	4,0
1200	20,2	8,1	4,0
1300	20,4	8,2	4,1
1400	20,6	8,2	4,1
1500	20,8	8,3	4,2
1600	20,9	8,4	4,2
1700	21,1	8,4	4,2
1800	21,5	8,6	4,3
1900	21,7	8,7	4,3
2000	21,9	8,7	4,4
2100	22,0	8,8	4,4
2200	22,2	8,9	4,4
2300	22,3	8,9	4,5
2400	22,5	9,0	4,5
2500	22,6	9,1	4,5
2600	22,8	9,1	4,6
2700	23,0	9,2	4,6
2800	23,1	9,2	4,6
2900	23,3	9,3	4,7
3000	23,4	9,4	4,7

Hypothèses émises lors de la modélisation :

- Toutes les émissions par évaporation de carburacteur à l'aéroport proviennent des émissions fugitives des activités de ravitaillement des aéronefs et des réservoirs de stockage à l'aéroport, ainsi que des sources mobiles de ravitaillement.
- Tous les rejets proviennent de la manutention du carburant Jet A-1 à un grand aéroport canadien seulement.
- 90 % du carburant est acheminé par des conduites étanches, qui ne rejettent aucune émission fugitive.
- La hauteur des rejets de vapeur est à 3 m (hauteur des ailes d'un avion à réaction pour le transport de passagers).
- Compte tenu du fait que les rejets proviennent de sources multiples réparties un peu partout dans le périmètre de l'aéroport, on tient pour acquis que la zone de transformation utilisée pour le calcul du taux d'émissions représente 20 % de la superficie totale de l'aéroport. Les concentrations correspondant aux taux d'émissions de 180 kg par jour doublent de valeur pour chaque distance.

Tableau F-3. Variables d'entrée dans le modèle SCREEN3 pour les émissions des parcs de réservoirs de stockage

Variables	Paramètres d'entrée
Type de source	Zone
Surface utile d'émission ^a	50 × 100 m ²
Taux d'émission de benzène (kg/h)	2 × 0,02
Hauteur du récepteur ^b	1,74 m (taille moyenne d'un adulte)
Hauteur de la source de rejet ^a	10 m
Facteur d'ajustement ^c	0,4 (direction variable du vent pendant 24 h) 0,2 (direction moyenne du vent pendant un an)
Option urbaine/rurale	Urbaine
Météorologie ^d	1 (météorologie complète)
Distance minimum et maximum	0 à 3 000 m

^a Jugement professionnel.^b Curry *et al.* (1993).^c USEPA (1992).^d Valeur par défaut du modèle SCREEN3.

Annexe 8 : Résumé des effets des carburants aviation sur la santé

Le kérosène et autres substances connexes des carburéacteurs ont été pris en compte aux fins de l'établissement du profil des effets sur la santé des carburants aviation.

Paramètre	N° CAS/ substance/type d'étude	Doses ou concentrations avec effet ^a /Résultats
Effets aigus sur la santé	64741-87-3	CL ₅₀ (inhalation; rat) = > 5 000 mg/m ³ pour une exposition de 4 heures (ATDAEI, 1990; CONCAWE, 1992).
Effets aigus sur la santé	8008-20-6 (kérosène de distillation directe)	CL ₅₀ (inhalation; rat) = > 5 000 mg/m ³ . Aucun décès chez des rats exposés pendant 4 heures aux vapeurs de la substance d'essai (Vernot <i>et al.</i> , 1990).
Effets aigus sur la santé	64742-80-1 (kérosène hydrodésulfuré)	CL ₅₀ (inhalation; rat) > 5 200 mg/l (5,2 mg/L). Rats exposés à l'échantillon 81-07 (kérosène hydrodésulfuré) pendant 4 heures (API, 1983).
Effets aigus sur la santé	JP-8	CMENO (inhalation; souris) = 50 mg/m ³ . Souris mâles (C57BL/6 et B6.A.D.; 12 par souche et par groupe de concentration) exposées par inhalation nasale seulement à 0, 5, 12, 28, 50 et 113 mg/m ³ d'aérosols et de vapeurs de JP-8 (générés par nébuliseur) pendant une heure. De 24 à 30 h après l'exposition, on a mesuré la fonction et la perméabilité respiratoires, ainsi que les lésions cellulaires. Une augmentation importante de la perméabilité respiratoire, une hyperplasie des macrophages alvéolaires et des infiltrats proportionnels à la concentration, ainsi que des lésions microscopiques et ultrastructurales significatives aux bronchioles terminales, allant de légères à moyennes, ont été rattachées à la dose de 50 mg/m ³ . Les auteurs émettent l'hypothèse que ces effets sont réversibles (Robledo et Whitten, 1998). <u>Autres études</u> Des souris femelles C57Bl/6 ont été exposées par inhalation nasale seulement à 1000 mg/m ³ d'aérosols de JP-8 pendant 1 h. Une réaction immédiate d'immunosuppression, la perte marquée de cellules immunitaires viables, en plus d'une réduction significative du poids des organes du système immunitaire ont été observées (Harris <i>et al.</i> , 2002).
Effets aigus sur la santé	64741-87-3	DL ₅₀ (cutanée; lapin) = > 2 000 mg/kg p.c. (API, 1986a; ATDAEI, 1990).
Effets aigus sur la santé	8008-20-6 (kérosène de distillation directe)	DL ₅₀ (cutanée; lapin) = > 2 000 mg/kg p.c.. La substance d'essai non diluée (API 83-09) a été appliquée sur la peau abrasée (un lapin de chaque sexe) et non abrasée recouverte, pendant 24 h. Aucun décès n'est survenu, mais

Paramètre	N° CAS/ substance/type d'étude	Doses ou concentrations avec effet ^a /Résultats
		des signes d'hypoactivité et de diarrhée ont été observés. L'irritation cutanée allait de légère à marquée (API, 1985b).
Effets aigus sur la santé	Jet-A	DL₅₀ (cutanée; espèce non précisée) = > 4 000 mg/kg p.c. (API, 1980a).
Effets aigus sur la santé	64741-87-3	DL₅₀ (orale; rat) = > 5 000 mg/kg p.c. Les effets toxiques observés comprennent l'hypermotilité du tractus gastro-intestinal et la diarrhée (API, 1986a; ATDAEI, 1990).
Effets aigus sur la santé	Kérosène de distillation directe	DL₅₀ (orale; rat) = > 5 000 mg/kg p.c. Un échantillon d'API 83-09 a été administré par gavage à 10 rats SD (5 mâles et 5 femelles) en une dose unique de 5 g/kg p.c. Aucun décès n'est survenu, mais de l'hypoactivité, de l'ataxie, de la prostration, du larmolement et de la perte des poils ont été observées (API, 1985b).
Effets aigus sur la santé	Jet-A	DL₅₀ (orale; rat) = > 20 000 mg/kg p.c. (API, 1980a).
Effets aigus sur la santé	JP-5	DL₅₀ (orale; rat) = > 60 mL/kg p.c. (45 g/kg p.c.) ^b . Chez des rats SD mâles ayant reçu 24 mL/kg p.c. (18 g/kg p.c.), on a observé une fonction rénale et hépatique modérément altérée et des modifications graisseuses; la dose de 1 mL/kg p.c. (0,75 g/kg p.c.) a entraîné de légères perturbations comportementales (Parker <i>et al.</i> , 1981).
Effets sur la santé à court terme causés par une exposition répétée	64741-87-3	DSEO (cutanée; rat) : 678 mg/kg p.c. . Des doses de 0, 50, 250 ou 1 000 µL/kg (0, 34, 170 ou 678 mg/kg p.c.) de la substance d'essai non diluée ont été appliquées sur la peau rasée du dos de rats SD mâles et femelles (10 par sexe par groupe) et recouverte pendant 6 h, 5 jours par semaine pendant 4 semaines. Une irritation cutanée légère à modérée, avec confirmation histologique et proportionnelle à la dose, a été observée. Aucune altération observée du poids corporel et des organes, ni des paramètres chimiques cliniques ou hématologiques (UBTL, 1994).
Effets sur la santé à court terme causés par une exposition répétée	8008-20-6 (kérosène de distillation directe)	DMENO (cutanée; lapin) : 200 mg/kg p.c. par jour d'après une augmentation absolue et relative importante du poids de la rate chez la femelle, la baisse des taux d'hémoglobine et d'hématocrite, et la baisse marquée des globules rouges chez les mâles, ainsi que la maigreur, la léthargie, la respiration sifflante, les écoulements nasaux et anaux chez les deux sexes. La substance d'essai non diluée (API 83-09) a été appliquée sur la peau rasée du dos à raison de 200, 1 000 et 2 000 mg/kg p.c., 3 fois par semaine pendant 28 jours. Dans les groupes ayant reçu les doses élevées, chez les deux sexes, on note une augmentation relative du poids du cœur, et 1 mâle ainsi que 1 femelle à qui ont administré les plus fortes doses sont morts. De plus, on a constaté chez les sujets des deux

Paramètre	N° CAS/ substance/type d'étude	Doses ou concentrations avec effet ^a /Résultats
		sexes ayant reçu les plus fortes doses des changements inflammatoires proliférants au site d'application cutanée, ainsi qu'une granulopoïèse de la moelle osseuse L'augmentation du poids des glandes surrénales et l'hypoplasie tubulaire testiculaire chez les mâles ayant reçu de fortes doses ont été attribuées au stress, ainsi que les changements cutanés ou du poids corporel (API, 1985a).
Effets sur la santé à court terme causés par une exposition répétée	Jet-A	<p>Une étude de 28 jours chez des rates SD auxquelles on a appliqué la substance sur la peau non recouverte (10 par dose). Les groupes ont été exposés à 0, 165, 330 ou 495 mg/kg p.c. par jour de Jet A dans l'huile minérale (les groupes témoins positifs ont reçu des doses de cyclophosphamide et d'anti-asialo GM1). Aucun signe d'immunotoxicité n'a été relevé chez les groupes exposés à la substance d'essai, dont on a étudié le poids de la rate et du thymus; la réponse des cellules à plaques formatrices d'immunoglobuline M (IgM) aux antigènes thymodépendants; les sous-populations des lymphocytes spléniques et la réponse proliférative des cellules aux anticorps anti-CD3; l'activité des cellules tueuses naturelles et la réponse immunitaire contre les hématies du mouton (Mann <i>et al.</i>, 2008).</p> <p>Une étude de 14 jours de l'exposition cutanée a été menée chez des lapins. La substance d'essai a été appliquée 5 fois par semaine, à raison de 6 400 mg/kg p.c. par jour. On a observé des symptômes de dépression, la perte de poids et de graves lésions cutanées au site d'application. Des nécroses du foie et des reins, ainsi que l'hyperplasie de la vessie ont été considérées comme étant secondaires aux lésions cutanées (API, 1985a, 1985c).</p>
Effets sur la santé à court terme causés par une exposition répétée	JP-8	DMENO (cutanée; souris) = 1 140 mg/kg p.c.^{ch} . Des souris C3H/HeNCr femelles (3 à 5 par groupe) ont été exposées par la peau du dos à 50 µL (40 mg) de JP-8 1 fois par jour pendant 1 à 5 jours (dans une étude en parallèle, d'autres groupes ont été exposés à 25, 100, 200 et 300 µL pendant 5 jours). On a observé des signes d'immunosuppression proportionnelle à la dose, soit l'induction altérée de l'hypersensibilité de contact ($p < 0,05$ à 4 et 5 jours d'exposition) et la suppression de l'hypersensibilité retardée ($p < 0,05$), au jour 5, à un antigène bactérien) (Ullrich, 1999).
Effets sur la santé à court terme causés par une exposition	JP-8	CMENO (inhalation; souris) : 45 mg/m³ . Des souris C57BL/6 mâles (12 par niveau d'exposition; 6 par groupe témoin) ont été exposées par inhalation nasale seulement à des aérosols (5 à 15 % du total) et à des vapeurs (85 à 95 % du total) de JP-8, de concentration moyenne de

Paramètre	N° CAS/ substance/type d'étude	Doses ou concentrations avec effet ^a /Résultats
répétée		<p>45, 267 et 406 mg/mm³, 1 h par jour pendant 7 jours (expositions quotidiennes à 10 % des moyennes inscrites). Toutes les concentrations ont causé un encombrement généralisé de l'épithélium bronchiolaire et diverses altérations des cellules de type II de l'épithélium alvéolaire, dont une augmentation du nombre et de la taille des corps lamellaires producteurs de surfactants; à faibles concentrations, la substance n'a pas perturbé la fonction pulmonaire. À la concentration la plus élevée, on remarque une baisse statistiquement significative de 20 % de la compliance pulmonaire dynamique à l'inspiration (Herrin <i>et al.</i>, 2006).</p> <p>Des groupes de souris B6.A.D. mâles (12 par niveau de concentration) ont été exposés par inhalation nasale seulement à des aérosols (5 à 15 % du total) et à des vapeurs (85 à 95 % du total) de JP-8 (générés avec un nébuliseur) à des concentrations moyennes de 0, 7, 12, 26, 48 et 118 mg/m³, une heure par jour pendant sept jours. Au nombre des effets constatés chez les souris exposées à 48 mg/m³ se trouvent l'augmentation de la perméabilité alvéolaire (mesurée par la vitesse de clairance pulmonaire de l'acide 2,2',2'',2'''-(carboxyméthyl)iminobis(éthylènenitrilo)tétraacétique marqué au technétium^{99m}) l'augmentation de la quantité totale de protéines dans le liquide de lavage bronchioloalvéolaire, ainsi que des lésions pulmonaires et alvéolaires proportionnelles à la concentration au niveau morphologique (Robledo <i>et al.</i>, 2000).</p> <p>Des souris mâles et femelles (C57BL/6 et B6.A.D.; 3 à 21 par groupe) ont été exposées par inhalation nasale seulement à 0, 100, 250, 500, 1 000 et 2 500 mg/m³ de vapeurs et d'aérosols de JP-8 (générés par nébuliseur), 1 h par jour pendant 7 jours. On a remarqué une perte proportionnelle à la concentration du nombre total des lymphocytes T chez les groupes exposés à 100 mg/m³. Un effet inhibiteur statistiquement significatif ($p < 0,05$) a aussi été observé sur la prolifération des cellules immunitaires spléniques à cette même concentration. Aux trois concentrations supérieures, on a noté une baisse statistiquement significative et proportionnelle à la concentration du poids de la rate et du thymus. Les auteurs ont signalé que les souris mâles et femelles étaient également affectées par l'exposition au JP-8, sans toutefois fournir de données propres à un sexe ou à une souche</p>

Paramètre	N° CAS/ substance/type d'étude	Doses ou concentrations avec effet ^a /Résultats
		<p>(Harris <i>et al.</i>, 1997).</p> <p>Des souris C57Bl/6 femelles ont été exposées par inhalation nasale seulement à 0 et 1 000 mg/m³ d'aérosols de JP-8, 1 h par jour pendant 7 jours. Des changements importants dans les sous-populations des lymphocytes T ont été signalés chez les souris exposées, ainsi que l'inhibition des fonctions immunitaires des cellules spléniques (Harris <i>et al.</i>, 2000).</p> <p>Des souris C57Bl/6 ont montré des signes marqués d'immunosuppression après avoir été exposées à 1 000 mg/m³ de JP-8, 1 h par jour pendant 1 (Harris <i>et al.</i>, 2002) à 7 jours (Harris <i>et al.</i>, 2008), et pendant la gestation (Harris <i>et al.</i>, 2007a). L'exposition au JP-8 a entraîné des effets comme la réduction de la réaction immunitaire à une infection grippale, y compris la viabilité moindre des cellules immunitaires, et une baisse de plus de 4 fois des réponses prolifératives des cellules immunitaires en présence de mitogènes, ainsi qu'une baisse de lymphocytes T ganglionnaires (Harris <i>et al.</i>, 2008). L'immunotoxicité du JP-8 a été reconnue comme l'un des mécanismes susceptibles d'augmenter l'incidence et les métastases des tumeurs pulmonaires, et de réduire le taux de survie, d'après un modèle de mélanome de la souris B16 (Harris <i>et al.</i>, 2007b).</p> <p>On a observé une augmentation des niveaux de cytokines chez des souris C57BL/6 femelles exposées par inhalation à 1 000 mg/m³ de JP-8 en aérosol, 1 h par jour pendant 7 jours (augmentation significative des IL-10 et augmentation des niveaux de PGE₂). La fonction immunitaire a été recouvrée en partie après l'administration de l'inhibiteur COX-2. Les auteurs ont cependant signalé que l'augmentation des niveaux de PGE₂ n'était pas la seule responsable de l'immunosuppression (Harris <i>et al.</i>, 2007c).</p> <p>Il y a eu une augmentation significative de la résistance pulmonaire à l'inspiration et à l'expiration comparativement aux groupes témoins chez des souris C57BL/6 mâles exposées par inhalation nasale à des vapeurs et des aérosols de JP-8 en concentrations de 0 à 53 mg/m³, 1 h par jour pendant 7 jours. Des lésions ont également été observées aux cellules de Clara des bronchioles terminales, ainsi que des changements aux cellules épithéliales de type II (Wong <i>et al.</i>, 2008).</p>

Paramètre	N° CAS/ substance/type d'étude	Doses ou concentrations avec effet ^a /Résultats
		<p>Il y avait des différences significatives de la réponse inflammatoire chez des souris C57BL/6 mâles jeunes (3,5 mois) et adultes (12 mois) exposées par inhalation à des aérosols de JP-8 en concentrations de 0 ou 1 000 mg/m³, 1 h par jour pendant 7 jours. On a noté des différences dans le niveau des cellules du liquide de lavage bronchioloalvéolaire, du facteur de nécrose tumorale alpha ainsi que des concentrations de 8-iso-PGF₂ entre les souris jeunes et adultes; par contre, les jeunes et les adultes présentent des bilans similaires pour ce qui est de l'augmentation de la compliance pulmonaire, de la perméabilité respiratoire, des niveaux de MIP-2, et de la diminution des niveaux de PGE₂ (Wang <i>et al.</i>, 2001).</p> <p>Il y avait une augmentation significative par rapport aux témoins de la perméabilité vasculaire pulmonaire et des niveaux de protéines surfactantes du liquide de lavage bronchioloalvéolaire chez des souris C57BL/6 femelles exposées par inhalation à des aérosols de JP-8 en concentrations de 0 à 1 023 mg/m³, 1 h par jour pendant 7 jours. On a également noté une dilatation des alvéoles et des bronchioles respiratoires (Wong <i>et al.</i>, 2004).</p> <p>Des rats Long-Evans mâles ont été exposés par inhalation nasale seulement à 0, 500, 1 000 ou 2 000 mg/m³ d'aérosols de JP-8, pendant 4 h sur une durée de 1 ou 5 jours. L'exposition au JP-8 a été suivie d'une exposition au bruit ou au silence. Aucune ototoxicité n'a été observée chez les rats exposés au JP-8 sans exposition subséquente au bruit (Fechter <i>et al.</i>, 2010).</p> <p>Des rats Long-Evans ont été exposés par inhalation nasale seulement à 1000 mg/m³ d'aérosols de JP-8, pendant 4 h par jour pendant 1 ou 5 jours. De plus, les rats ont été exposés au bruit ou au silence après le traitement au JP-8. Aucune toxicité n'a été observée après une seule exposition au JP-8. L'exposition répétée a eu des effets sur les fonctions des cellules auditives externes (amplitude réduite des émissions oto-acoustiques évoquées par produit de distorsion, partiellement recouverte toutefois 4 semaines après l'exposition). Une diminution importante des niveaux de glutathione dans le foie a été rapportée immédiatement après l'exposition, de même qu'une heure après (Fechter <i>et al.</i>, 2007).</p> <p>Des rats F344 mâles ont été exposés par inhalation nasale seulement à une substance témoin ou à des concentrations moyennes d'aérosols de JP-8 de 1 236.8 mg/m³, 1 h par</p>

Paramètre	N° CAS/ substance/type d'étude	Doses ou concentrations avec effet ^a /Résultats
		<p>jour, 5 jours par semaine pendant 28 jours. Les sujets exposés ont montré des différences notables au chapitre de l'activité spontanée et de l'excitabilité du système nerveux central par rapport aux témoins, et d'autres changements relatifs aux fonctions locomotrices et aux vitesses à la nage, testés par une batterie d'observations fonctionnelles (Baldwin <i>et al.</i>, 2001).</p> <p>Des rats SD mâles ont été exposés par inhalation par l'ensemble du corps à des vapeurs de JP-8 en concentrations de 0, 500 et 1 000 mg/m³ à raison de 6 h par jour, 5 jours par semaine pendant 6 semaines. Les rats exposés à une faible concentration ont dépassé les animaux témoins pour ce qui est de l'apprentissage et de l'exécution de tâches complexes. Au niveau de concentration élevé, on a observé des déficits d'apprentissage et d'exécution de tâches moyennement difficiles et difficiles. On a également observé chez les rats exposés des niveaux significativement plus élevés de neurotransmetteurs comparativement aux témoins (Ritchie <i>et al.</i>, 2001b).</p> <p>Dans une autre étude, des rats SD ont été exposés à 1 100 mg/m³ de vapeurs de la substance d'essai pendant 30 jours. Des signes importants de polydipsie ont été notés chez le groupe exposé par rapport au groupe témoin (Bogo <i>et al.</i>, 1984).</p>
Effets sur la santé à court terme causés par une exposition répétée	JP-5 / JP-8	Des rats SD ont été exposés à des vapeurs de JP-8 en concentrations de 0 ou 1 000 mg/m ³ , ou à des vapeurs de JP-5 en concentration de 1 200 mg/m ³ 6 h par jour, 5 jours par semaine pendant 6 semaines. On a observé des changements significatifs de la capacité neurocomportementale, notamment dans les niveaux de neurotransmetteurs et dans les résultats à une batterie de tests sur la toxicité neurocomportementale (Appetitive Reinforcer Approach Sensitization [ARAS], préhension des pattes antérieures) (Rossi <i>et al.</i> , 2001).
Effets subchroniques sur la santé causés par une exposition répétée	Kérosène	CMENO (inhalation; rat) : 58 mg/m³ déterminée en raison de la baisse de la glycémie chez des rats Wistar exposés à des vapeurs de kérosène, 6 h par jour, 6 jours par semaine pendant 14 semaines. À des concentrations plus élevées (231 mg/m ³), on note une hausse des concentrations sanguines de lactate et de pyruvate, et une métabolisation ralentie de la phénacétine (Starek et Vojtisek, 1986).
Effets	JP-5	Une augmentation notable des gouttelettes d'hyaline dans

Paramètre	N° CAS/ substance/type d'étude	Doses ou concentrations avec effet ^a /Résultats
subchroniques sur la santé causés par une exposition répétée		<p>les cellules du tube proximal rénal et la dilatation du tubule corticomédullaire (obstrué par des débris nécrotiques) ont été observés chez la grande majorité des 344 rats Fischer mâles exposés à des concentrations de 150 ou 750 mg/m³ de vapeurs de pétrole et de JP-5 dérivés de schistes (par chauffage des combustibles de 50 à 57 °C), 24 heures par jour pendant 90 jours. D'autres effets ont été observés, dont une baisse de la croissance des mâles, ainsi qu'une augmentation statistiquement significative des taux sériques de créatine et d'azote uréique du sang chez les rats mâles et femelles exposés à de fortes concentrations. D'après les données d'observation des animaux pendant 19 mois après l'exposition, les effets relevés sont une minéralisation intratubulaire dans la zone médullaire; l'hyperplasie focale du bassinet du rein proportionnelle à la concentration, ainsi que la néphropathie rénale à aggravement progressif (dégénération tubulaire). Les effets sur le rein peuvent être induits par une protéine du rat mâle, l'alpha-2-microglobuline, ce qui remet en question la probabilité de voir de tels effets chez l'humain (Bruner, 1984; Gaworski <i>et al.</i>, 1984; MacNaughton et Uddin, 1984).</p>
Effets sur la santé à court terme causés par une exposition répétée	JP-8	<p>Des rats SD mâles ont été exposés par inhalation de l'ensemble du corps à des vapeurs chauffées de JP-8 en concentrations de 0, 250, 500 et 1 000 mg/m³ à raison de 6 h par jour, pendant 91 jours. À la concentration la plus faible, les effets proportionnels à la concentration comprennent des dommages légers des tubules contournés proximaux des reins; une réduction de 10 % des cellules et des globules adipeux de la moelle osseuse, et la lenteur de la prolifération des cellules dans la moelle osseuse. Aux deux concentrations les plus élevées, ces effets sont exacerbés et se conjuguent à des changements histologiques au foie, des dommages à la moelle osseuse et au cœur, ainsi qu'à une hypertrophie des capillaires pulmonaires (Hanas <i>et al.</i>, 2010).</p> <p>344 RATS Fischer mâles et femelles (7 à 15 par sexe et par groupe), ainsi que des souris C57BL/6 (100 par sexe et par groupe) ont été exposés en continu à des vapeurs de JP-8 en concentrations de 0, 500 ou 1 000 mg/m³ pendant 90 jours. Chez les souris, le seul effet observé consiste en une dermatite nécrosante attribuable aux combats, qui ont fait augmenter la mortalité, particulièrement chez les mâles. Chez les rats mâles, on a noté une baisse significative du poids corporel, une augmentation, relative et absolue, du poids des reins, ainsi que des foyers basophiles dans le foie, tous niveaux de concentration</p>

Paramètre	N° CAS/ substance/type d'étude	Doses ou concentrations avec effet ^a /Résultats
		<p>confondus. De plus, des symptômes révélateurs d'une néphropatie chronique progressive attribuable à l'alpha-2-microglobuline ont été observés chez les rats mâles. Ce mécanisme n'est toutefois pas forcément présent chez les humains.</p> <p>CMENO : 500 mg/m³, telle qu'établie par la Environmental Protection Agency des États-Unis (2011) d'après la baisse du poids corporel et l'augmentation du poids relatif et absolu des reins chez les rats mâles (Mattie <i>et al.</i>, 1991).</p>
Effets sur la santé à court terme causés par une exposition répétée	JP-8	DSENO (orale; rat) : 3 000 mg/kg p.c. par jour. Les rats ont ingéré la substance d'essai quotidiennement par gavage oral, pendant 90 jours. Aucune létalité ni aucun changement histopathologique n'ont été observés (Mattie <i>et al.</i> , 1995).
Effets sur la santé à court terme causés par une exposition répétée	Kérosène hydrodésulfuré (64742-80-1)	Des irritations cutanées proportionnelles à la dose ont été observées chez des rats SD mâles et femelles (12 par sexe et par dose) exposés par voie cutanée à la substance d'essai en concentrations de 165, 330 ou 495 mg/kg p.c. par jour, 5 jours par semaine, pendant 13 semaines. Chez les femelles exposées à la dose la plus élevée, le poids absolu et relatif de la rate a augmenté (USEPA, 2011).
Effets sur la santé de la reproduction et du développement	JP-8	Des effets maternels, sur la reproduction et le développement, y compris l'immunotoxicité et la baisse du taux de survie des nouveau-nés ont été observés chez des souris exposées au JP-8 par inhalation à des concentrations de 1 000 mg/m ³ . Des souris C57Bl/6 gravides ont été exposées par inhalation nasale seulement à des aérosols de JP-8 en concentration de 1 000 mg/m ³ , 1 h par jour depuis le jour de gestation (JG) 7 jusqu'à la naissance, ou du JG 15 jusqu'à la naissance. Les effets maternels observés comprennent une baisse du poids du thymus et des cellules immunitaires viables, et des signes d'immunodépression jusqu'à 8 semaines après l'exposition. Parmi les effets sur la reproduction se trouvent une diminution de la naissance et de la viabilité des rejets mâles. Tous les nouveau-nés présentaient des organes immunitaires de moindre poids, moins de cellules immunitaires viables et des signes d'immunodépression, les effets étant plus marqués chez les mâles (Harris <i>et al.</i> , 2007a).
Effets sur la santé de la reproduction et du développement	Kérosène	CSENO (inhalation; rat) : 400 ppm (2 780 mg/m³)^c. Des groupes de 20 rates SD ont été exposées à des vapeurs de la substance d'essai en concentrations de 100 ou 400 ppm (695 et 2 780 mg/m ³), 6 h par jour depuis le JG 6 au JG 15. Aucune toxicité pour la reproduction ou le développement

Paramètre	N° CAS/ substance/type d'étude	Doses ou concentrations avec effet ^a /Résultats
		n'a été observée (API, 1979a).
Effets sur la santé de la reproduction et du développement	Jet-A	<p>CSENO (inhalation; rat) : 400 ppm (2 945 mg/m³)^c. Des rates Charles River CD ont été exposées au Jet-A en concentrations de 100 et 400 ppm (736 et 2 945 mg/m³), 6 h par jour, du JG 6 au JG 15. Aucune embryotoxicité, foetotoxicité ou tératogénicité n'a été observée (Beliles et Mecler, 1982).</p> <p>CSENO (inhalation; rat) : 400 ppm (2 945 mg/m³)^c. Des groupes de 20 rates SD ont été exposées à des vapeurs de la substance d'essai en concentrations de 100 ou 400 ppm (736 et 2 945 mg/m³), six heures par jour depuis le JG 6 au JG 15. Malgré une légère augmentation du nombre de fœtus présentant une ossification tardive dans le groupe ayant reçu une concentration élevée, les auteurs n'ont pas considéré cet effet comme étant nocif. Aucun autre effet n'a été observé (API, 1979b).</p> <p>Dans une étude d'une autre nature (essai de la létalité dominante), une exposition de souris femelles à des vapeurs de Jet-A en concentrations de 100 ou 400 ppm (736 et 2 945 mg/m³)^d, 6 h par jour, 5 jours par semaine pendant 8 semaines, les paramètres de la reproduction n'avaient pas été touchés (indice de fertilité, nombre de nidations et proportion des implants morts) après l'accouplement (API, 1980b).</p>
Effets chroniques sur la santé (études ne portant pas sur la cancérogénicité)	64741-87-3	DSEO (cutanée; souris) : 970 mg/kg p.c.. Des souris C3H mâles (groupe de 47) ont été exposées à 50 µL (970 mg/kg p.c.) ^{e,f,g} de la substance d'essai non diluée (échantillon d'API 81-08) 2 fois par semaine à vie. Les poids corporels et les signes cliniques sont restés normaux. Au site d'application, on a noté une desquamation légère à modérée, une légère irritation et du croûtage (API, 1989a).
Effets chroniques sur la santé (études ne portant pas sur la cancérogénicité)	Carburant navigation JP-5* / kérosène	DMENO (cutanée; souris) : 250 mg/kg p.c. par jour. Des souris B6C3F1 mâles et femelles (50 par groupe) ont été exposées à du carburant navigation JP-5* en concentrations de 0, 250 ou 500 mg/kg p.c. par jour, dans 0,1 mL d'acétone, 5 jours par semaine pendant 103 semaines (90 semaines dans le cas des femelles exposées à de fortes doses). On a remarqué une augmentation notable des cas d'inflammations et d'ulcérations cutanées, ainsi que d'hyperplasies épithéliales. Chez les mâles et les femelles exposés à de fortes doses, on note des cas d'amyloses dans plusieurs organes et, chez les femelles exposées à de fortes doses, une diminution de la moitié environ des taux de survie à 90 semaines comparativement au taux de survie après 105 semaines chez celles exposées à de faibles doses, soit

Paramètre	N° CAS/ substance/type d'étude	Doses ou concentrations avec effet ^a /Résultats
		17/50 contre 33/50, respectivement (NTP, 1986). * Dans l'étude, également assimilée au n° CAS 8008-20-6 (kérosène).
Effets chroniques sur la santé (études ne portant pas sur la cancérogénicité)	kérosène de distillation directe (échantillon API 83-09)	Une quantité de 50 µL (1 170 mg/kg p.c.) ^{a,i,j} de la substance d'essai non diluée (kérosène de distillation directe, échantillon API 83-09) a été appliquée 2 fois par semaine à des souris, pendant 3 à 24 mois. Certains sujets présentaient des ulcérations cutanées, et 1 carcinome squameux a été détecté après 12 mois. On a également signalé des irritations cutanées chroniques, et des augmentations du poids absolu et relatif des reins, du foie et des poumons (API, 1986c).
Effets chroniques sur la santé (études ne portant pas sur la cancérogénicité)	JP-5 et JP-8	DMENO (cutanée; souris) : 50 µL (1 070 mg/kg p.c.) ^{b,c} . Des souris C3H ₁ /Bd ₁ présentaient des lésions rénales après une exposition aux substances d'essai par application sur la peau rasée du dos, 3 fois par semaine pendant 60 semaines. On a aussi observé une atrophie et une dégénérescence du néphron, et une nécrose papillaire (Easley <i>et al.</i> , 1982).
Cancérogénicité	64741-87-3	<p>Étude de badigeonnage sur la peau Des souris C3H/HeJ mâles (groupe de 50) ont été exposées par application sur la peau rasée de la région intrascapulaire de 50 µL (970 mg/kg p.c.)^{e,f,g} de la substance d'essai (API 81-08) non diluée, 2 fois par semaine à vie. On a noté une augmentation non statistiquement significative des papillomes spinocellulaires (4 %) et de carcinomes squameux (2 %), et 3 souris sur 50 dans le groupe exposé à la substance d'essai ont développé des tumeurs. Dans le groupe exposé uniquement au toluène, quatre souris ont développé des tumeurs, et l'incidence des carcinomes squameux était de 6 % et celle des fibrosarcomes de 2 %; toutes les souris (49 sur 49) du groupe témoin positif (exposé à du toluène contenant 0,05 % de p/v de benzo[a]pyrène) ont développé des tumeurs. La latence moyenne pour la formation de tumeurs est de 113 semaines pour ce qui est du groupe expérimental, de 111 semaines chez le groupe exposé au toluène, et 49 semaines chez le groupe témoin positif (Skisak <i>et al.</i>, 1994).</p> <p>Étude de badigeonnage sur la peau Des souris C3H/HeJ mâles (50 par groupe) ont été exposées par application sur une plaque de 1 cm² au moins de peau rasée de la région intrascapulaire de 50 µL (970 mg/kg p.c.)^{e,f,g} de la substance d'essai (API 81-08)</p>

Paramètre	N° CAS/ substance/type d'étude	Doses ou concentrations avec effet ^a /Résultats
		<p>non diluée, 2 fois par semaine à vie. Après 31 mois, 4 souris du groupe expérimental avaient une tumeur bénigne; dans le groupe témoin négatif, aucun des sujets n'avait de tumeurs, mais 33 souris du groupe témoin positif en avaient (14 bénignes, 19 malignes). La latence moyenne pour la formation de tumeurs a été de 112 semaines dans le groupe expérimental, par rapport à 84,5 semaines dans le groupe témoin positif (API, 1986b, d).</p> <p>Étude de badigeonnage sur la peau Des souris C3H mâles (47) ont été exposées 2 fois par semaine pendant 139 semaines à 50 µL (970 mg/kg p.c.)^{c,f,g} de la substance d'essai API 81-08. Des tumeurs cutanées bénignes se sont formées chez 4 % des souris du groupe expérimental, mais l'incidence est nulle chez le groupe témoin négatif et le groupe témoin exposé au solvant). Des tumeurs cutanées malignes sont apparues chez 2 % des sujets du groupe expérimental (par rapport à 0 et à 8 % respectivement chez les mêmes groupes témoins que ci-dessus). Des tumeurs bénignes et malignes sont également apparues ailleurs : 2 % des souris du groupe exposé à la substance d'essai ont développé des tumeurs bénignes (contre 0 et 2 % respectivement dans les groupes témoins), et 4 % ont développé des tumeurs malignes (contre 2 et 0 % respectivement des groupes témoins). Un essai du χ^2 a confirmé que la substance d'essai ne provoque pas une augmentation statistiquement significative de l'incidence de tumeurs si on compare avec celle qui est observée dans les groupes témoins négatifs et exposés au solvant (API, 1989a).</p> <p>Étude d'initiation Des souris CD-1 mâles (30 par groupe) ont été exposées à 50 µL (970 mg/kg p.c. par jour)^{c,f,g} de la substance d'essai non diluée pendant 5 jours consécutifs. Après 2 semaines de repos, 50 µL du promoteur phorbol 12-myristate-13-acétate (PMA) ont été administrés à raison de 2 fois par semaine pendant 25 semaines. Les deux substances ont été appliquées sur la peau rasée de la région intrascapulaire. Aucune hausse de l'incidence de tumeurs n'a été relevée dans le groupe expérimental (3 souris sur 29 ont développé des tumeurs, soit des papillomes spinocellulaires, comparativement à 3 souris sur 30 dans le groupe témoin négatif et à 30 sur 30 dans le groupe témoin positif). La latence moyenne pour la formation de tumeurs est de 20 semaines (Skisak <i>et al.</i>, 1994).</p>

Paramètre	N° CAS/ substance/type d'étude	Doses ou concentrations avec effet ^a /Résultats
		<p>Étude de promotion Des souris CD-1 mâles (30 par groupe) ont été exposées 1 fois à 50 µL à l'initiateur 7,12-diméthylbenzanthracène (DMBA). Après 2 semaines, on a appliqué 50 µL (970 mg/kg p.c. par jour)^{e,fg} de la substance d'essai non diluée à raison de 2 fois par semaine pendant 25 semaines. Le DMBA et la substance d'essai ont été appliqués sur la peau rasée de la région intrascapulaire. Aucune tumeur ne s'est formée dans le groupe expérimental et le groupe témoin négatif; par contre, les 30 souris du groupe témoin positif ont développé des tumeurs (Skisak <i>et al.</i>, 1994).</p>
Cancérogénicité	Kérosène de distillation directe (8008-20-6)	<p>Étude de badigeonnage sur la peau Des souris C3H/HeJ mâles (50 par groupe) ont été exposées à 50 mg de la substance d'essai (1 430 mg/kg p.c.)^{eh} 2 fois par semaine pendant 80 semaines, ou jusqu'à la formation d'un papillome de 1 mm³ au moins. La substance d'essai a été appliquée sur la peau rasée de la région intrascapulaire. Dans 2 des groupes d'essai de la substance, 9 souris sur 30 et 4 souris sur 27 respectivement ont développé des tumeurs, avec une période de latence moyenne de 70 et de 62 semaines respectivement. Les groupes témoins négatifs, constitués de sujets rasés seulement (4 groupes) et exposés au toluène (7 groupes); au total, 0 et 3 souris ont développé des tumeurs dans ces groupes respectifs (Blackburn <i>et al.</i>, 1986).</p> <p>Étude de badigeonnage sur la peau Des souris C3H/HeJ mâles (50 par groupe) ont été exposées à la substance d'essai MD-3 non diluée (1 170 mg/kg p.c.)^{ei,j} 2 fois par semaine, ou à une dilution à 50 % (580 mg/kg p.c.) 4 fois par semaine, ou à une dilution à 28,5 % (330 mg/kg p.c.) 7 fois par semaine (dans 50 µL) pendant 104 semaines. Un groupe témoin négatif a reçu 35 µL d'huile minérale 7 fois par semaine. Les substances ont été appliquées sur la peau dorsale rasée. Aucune tumeur cutanée n'est apparue dans les groupes auxquels on a administré des concentrations de 0, 28,5 ou 50 % de la substance d'essai. Toutefois, 12 des 50 souris exposées à la substance d'essai à 100 % ont développé des tumeurs cutanées (carcinomes squameux, papillomes spinocellulaires, fibrosarcomes). L'irritation cutanée était plus grave dans ce groupe et on lui attribue un rôle possible dans la formation de tumeurs (CONCAWE, 1991).</p> <p>Étude de badigeonnage sur la peau L'exposition de 50 souris à raison de 2 fois par semaine à</p>

Paramètre	N° CAS/ substance/type d'étude	Doses ou concentrations avec effet ^a /Résultats
		vie (> 2 ans) à 50 µL (1 170 mg/kg p.c.) ^{e,l,j} de la substance d'essai API 83-09 a entraîné 1 tumeur cutanée bénigne et 19 tumeurs cutanées malignes chez les sujets. La latence moyenne pour la formation des tumeurs est de 76 semaines (API, 1989b).
Cancérogénicité	JP-5	<p>Étude de badigeonnage sur la peau</p> <p>Des souris B6C3F1 mâles et femelles (50 par groupe) ont été exposées à du carburant navigation JP-5 en concentrations de 0, 250 ou 500 mg/kg p.c. par jour, dans 0,1 mL d'acétone, 5 jours par semaine pendant 103 semaines (90 semaines dans le cas des femelles exposées à de fortes doses). On n'a observé aucune tumeur cutanée au site d'application, mais des carcinomes inguinaux sont apparus chez un mâle et une femelle exposés à de fortes doses, de même que chez un mâle exposé à faible dose. On a aussi constaté une incidence accrue des lymphomes malins chez les femelles exposées à de faibles doses (témoin : 7 sur 48; faible dose : 19 sur 49; forte dose : 5/47). Les femelles exposées à de fortes doses ont subi une diminution de la moitié environ du taux de survie (à 90 semaines) comparativement aux femelles exposées à de faibles doses observées à 105 semaines (17 sur 50 par rapport à 33 sur 50, respectivement); les premières montraient également de graves ulcérations cutanées qui ont nécessité le sacrifice des 17 femelles qui restaient dans le groupe exposé à de fortes doses 15 semaines avant celles des autres groupes. La baisse significative du taux de survie et le sacrifice précipité ont certainement contribué à l'impossibilité de dénombrer les femelles exposées à de fortes doses souffrant de lymphomes malins. Toutefois, le nombre plus élevé constaté dans le groupe exposé à de faibles doses (19 sur 49) se situe dans les plages historiques des souris témoins non traitées du même laboratoire (NTP, 1986).</p>
Cancérogénicité	Jet-A	<p>Étude de badigeonnage sur la peau</p> <p>Des souris C3H/HeN mâles et femelles (25 par sexe et par groupe) ont été exposées à 25 mg (710 mg/kg p.c.)^{e,h} de la substance d'essai à raison de 3 fois par semaine pendant 105 semaines. Des tumeurs cutanées (carcinomes squameux et fibrosarcomes) ont été observées chez 11 souris sur 43 après une exposition à la substance Jet-A dérivée du pétrole, avec une latence moyenne pour la formation de tumeurs de 79 semaines (Clark <i>et al.</i>, 1988).</p> <p>Une autre étude a examiné le rôle de l'irritation dans la formation de tumeurs cutanées. Un groupe de souris a reçu la substance d'essai trois fois par semaine, tandis qu'un</p>

Paramètre	N° CAS/ substance/type d'étude	Doses ou concentrations avec effet ^a /Résultats
		<p>autre groupe a reçu des doses intermittente, seulement quand les signes d'irritation cutanée s'estompaient. Dans le premier groupe, 44 % des souris ont développé des tumeurs cutanées, contre 2 % seulement dans le dernier groupe. Les auteurs ont conclu que l'irritation cutanée chronique pourrait influencer sur la tumorigénicité cutanée de cette substance (Freeman <i>et al.</i>, 1993).</p>
Génotoxicité <i>in vivo</i>	64741-87-3	<p>Aberrations chromosomiques Des rats SD mâles et femelles (10 par sexe et par groupe) ont été exposés par le corps entier à des concentrations de 0, 65, 300 ou 2 050 ppm (173, 796 ou 5 442 mg/m³) de la substance d'essai API 81-08, 6 h par jour pendant 5 jours. Un groupe témoin positif a reçu des injections intrapéritonéales de 0,8 mg/kg de triéthylènemélatamine. Des prélèvements de moelle osseuse du tibia ont été faits 6 h après la dernière exposition chez le groupe expérimental et le groupe témoin négatif. Aucune induction d'aberrations chromosomiques n'a été relevée chez les groupes expérimental et témoin négatif, ni aucune toxicité systémique. (API, 1986e).</p>
Génotoxicité <i>in vivo</i>	Kérosène de distillation directe	<p>Aberrations chromosomiques Les essais cytogénétiques sur la moelle osseuse de rats SD ont été négatifs pour 4 échantillons de kérosène (API, 1977, 1979, 1984, 1985c). Dans une étude, la substance d'essai API 83-09 a été administrée par injection intrapéritonéale (IP) en concentrations de 300, 1 000 et 3 000 mg/kg p.c.</p> <p>Échange de chromatides sœurs Le résultat a été positif chez des souris mâles, et négatif chez des souris femelles soumises à un essai par échange de chromatides (API, 1988).</p>
Génotoxicité <i>in vivo</i>	Kérosène hydrodésulfuré	<p>Aberrations chromosomiques On a appliqué du kérosène hydrodésulfuré dans de l'huile de maïs par voie intrapéritonéale à des souris B6C3F1 (5 par sexe et par dose) en concentrations de 0, 400, 2 000 ou 4 000 mg/kg p.c. (USEPA, 2011). Une augmentation significative des aberrations chromosomiques a été induite chez des souris B6C3F1 mâles exposées à toutes les doses.</p> <p>Aucune aberration structurelle ou chromosomique n'a été observée après l'administration IP de 0, 0,3, 1 ou 3 g/kg de kérosène hydrodésulfuré à des rats SD mâles et femelles (15 par sexe par dose) [USEPA, 2011; API, 1984].</p>

Paramètre	N° CAS/ substance/type d'étude	Doses ou concentrations avec effet ^a /Résultats
Génotoxicité <i>in vivo</i>	JP-8	<p>Induction de micronoyaux On a observé une différence significative entre le nombre de micronoyaux dans le sang périphérique de souris femelles 72 h après une exposition par voie cutanée à du JP-8 (240 mg/souris, ou 300 µL) et le groupe témoin négatif (Vijayalaxmi <i>et al.</i>, 2004).</p> <p>Des souris C3H/H3NCR femelles, exposées par voie cutanée soit à 50, 100 ou 300 µL de JP-8 non dilué pendant 3 jours consécutifs; ; soit à 300 µL par semaine pendant 3 semaines, ou soit à 1 dose unique de 300 µL n'ont montré aucune augmentation du nombre de micronoyaux dans la moelle osseuse et le sang périphérique (Vijayalaxmi <i>et al.</i>, 2006).</p>
Génotoxicité <i>in vivo</i>	Jet-A	<p>Aberrations chromosomiques La substance d'essai a induit des aberrations chromosomiques dans la moelle osseuse de rats SD mâles et femelles exposés par inhalation pendant 20 jours à des concentrations de 100 ppm (736 mg/m³)^d, ou pendant 5 jours à des concentrations de 400 ppm (2 945 mg/m³)^d (API 1979c; Conaway <i>et al.</i>, 1984). On a noté de l'irritation nasale, des éternuements et une détresse respiratoire chez les sujets.</p> <p>Mutagénicité Un essai de létalité dominante a donné des résultats négatifs : des souris CD-1 mâles ont été exposées par inhalation à des concentrations de 100 et 400 ppm, à raison de 6 h par jour, 5 jours par semaine pendant 8 semaines (API, 1973, 1980b).</p> <p>Induction de micronoyaux On a observé une différence significative entre le nombre de micronoyaux dans le sang périphérique de souris femelles 72 h après une exposition par voie cutanée à la substance Jet-A (240 mg/souris, ou 300 µL) et le groupe témoin négatif (Vijayalaxmi <i>et al.</i>, 2004).</p> <p>Des souris femelles, exposées par voie cutanée soit à 50, 100 ou 300 µL de Jet-A non dilué pendant 3 jours consécutifs; ; soit à 300 µL par semaine pendant 3 semaines, ou soit à 1 dose unique de 300 µL n'ont montré aucune augmentation du nombre de micronoyaux dans la moelle osseuse et le sang périphérique (Vijayalaxmi <i>et al.</i>, 2006).</p>

Paramètre	N° CAS/ substance/type d'étude	Doses ou concentrations avec effet ^a /Résultats
Génotoxicité <i>in vitro</i>	64741-87-3	<p>Mutagenicité Des cellules L5178Y TK^{+/+} du lymphome de la souris ont été exposées à la substance d'essai API 81-08 pendant 4 heures, en concentrations de 0,005 à 0,08 µL/mL, sans l'activation S9, et de 0,00004 à 0,8 µL/mL avec l'activateur S9 sur base de foie de rat traité avec de l'Aroclor. Il a fallu cinq essais pour confirmer l'absence de génotoxicité, en raison de la variation des taux de toxicité et des augmentations sporadiques de la fréquence des mutations (API, 1985c).</p>
Génotoxicité <i>in vitro</i>	Kérosène de distillation directe	<p>Mutagenicité La substance d'essai a donné des résultats négatifs et positifs par suite d'une exposition à 50 µL par plaque sur <i>Salmonella typhimurium</i> de la souche TA98, en utilisant le test d'Ames avec l'activateur S9 sur base de foie de rat traité avec de l'Aroclor. D'autres essais ont mesuré des indices de mutagenicité de 0 et 2,9; aucun HAP de 3 à 7 cycles n'a été mesuré dans l'échantillon (API, 1977, 1978, 1979; Blackburn <i>et al.</i>, 1986; CONCAWE, 1991). Dans le cadre d'un essai sur le lymphome de la souris mené conformément aux bonnes pratiques de laboratoire, le kérosène a donné des résultats positifs sans activation métabolique, mais des résultats équivoques avec activation (API, 1985d, cité dans API, 2003a). Dans une autre étude, le kérosène a donné des résultats négatifs (API, 1977).</p>
Génotoxicité <i>in vitro</i>	Kérosène hydrodésulfuré	<p>Lymphome de la souris Aucune augmentation de la fréquence des mutations n'a été observée, avec ou sans activation des cellules L5178Y du lymphome de la souris. Les cellules ont été exposées à des concentrations de 0, 6,25, 12,5, 25, 37,5 nL/mL de kérosène hydrodésulfuré (API, échantillon 81-07) dans l'éthanol pendant 4 h, avec ou sans activation métabolique (USEPA, 2011, API, 1984).</p> <p>Échange de chromatides sœurs Aucune augmentation de l'incidence des ECS dans les cellules ovariennes de hamsters chinois, avec ou sans activation. Les cellules ont été exposées à des concentrations de 0,007 à 0,05 µL/mL de kérosène hydrodésulfuré (API, échantillon 81-07) dans l'acétone, avec ou sans activation métabolique (USEPA, 2011; API, 1988).</p>
Génotoxicité <i>in vitro</i>	JP-8	<p>Domages à l'ADN Augmentation globale des ruptures de brins et des lésions de l'ADN proportionnelle à l'augmentation de la concentration de JP-8 (3 à 20 µg/mL) dans les cellules d'hépatome (H4IIE) du rat comparativement aux groupes</p>

Paramètre	N° CAS/ substance/type d'étude	Doses ou concentrations avec effet ^a /Résultats
		<p>témoins exposés à l'éthanol, pour laquelle on note une action métabolique de la souche de la cellule (Grant <i>et al.</i>, 2001).</p> <p>Différence significative des dilutions de JP-8 (1:300 à 1:75) comparativement au groupe témoin pour ce qui concerne la moyenne sur la queue et le pourcentage moyen d'ADN lorsque le JP-8 [dilutions de 1:500 à 1:75] est exposé aux monocytes et aux lymphocytes périphériques de sang périphérique total de volontaires humains (Jackman <i>et al.</i>, 2002).</p>
Génotoxicité <i>in vitro</i>	JP-8+100	<p>Dommages à l'ADN Différence significative des dilutions de JP-8+100 (1:500 à 1:75) comparativement au groupe témoin pour ce qui concerne la moyenne sur la queue et le pourcentage moyen d'ADN lorsque le JP-8+100 (dilutions de 1:500 à 1:75) est exposé aux monocytes et aux lymphocytes périphériques de sang périphérique total de volontaires humains (Jackman <i>et al.</i>, 2002).</p>
Génotoxicité <i>in vitro</i>	JP-5	<p>Mutagénicité La substance d'essai ne s'est pas révélée mutagène à l'essai d'Ames (en concentrations de 0,1 à 10 mg par plaque), avec ou sans activateur S9 (foie de rat ou de hamster traité à l'Aroclor 1254). Des souches TA97, TA98, TA100 et TA1535 de <i>Salmonella typhimurium</i> ont été utilisées (NTP, 1986).</p> <p>La substance d'essai a donné un résultat négatif à l'essai sur le lymphome de la souris (concentration de 10 mg par plaque), avec ou sans activation. Des cellules L5178 TK^{+/+} ont été utilisées (NTP 1986).</p> <p>Dommages à l'ADN Différence significative des dilutions de JP-8 (1:300 à 1:75) comparativement au groupe témoin pour ce qui concerne la moyenne sur la queue et le pourcentage moyen d'ADN lorsque le JP-8 (dilutions de 1:500 à 1:75) est exposé aux monocytes et aux lymphocytes périphériques de sang périphérique total de volontaires humains (Jackman <i>et al.</i>, 2002).</p>
Génotoxicité <i>in vitro</i>	Jet-A	<p>Mutagénicité La substance d'essai s'est révélée mutogène à l'essai sur le lymphome de la souris, avec activateur S9 (foie de souris ou de rat). Des cellules L5178 TK^{+/+} ont été utilisées (Conaway <i>et al.</i>, 1984). La substance donne un résultat négatif sans activation.</p>

Paramètre	N° CAS/ substance/type d'étude	Doses ou concentrations avec effet ^a /Résultats
Études sur les humains	Étude cas-témoin	Une étude concernant 20 sièges de cancer différents a été menée auprès de 3 726 hommes atteints afin de déterminer le risque en excès de contracter un cancer donné en raison d'une exposition professionnelle à des liquides dérivés du pétrole. Les hommes exposés de façon importante aux essences aviation ou aux carburateurs (de type kérosène et large coupe) ont un risque en excès de contracter un cancer du rein (ratio d'incidence approchée rajusté = 3,9 et 3,4; intervalles de confiance de 90 % = 1,7 à 8,8 et 1,5 à 7,6 respectivement). Les groupes témoins étaient formés d'hommes atteints d'un cancer autre que celui du rein (Siemiatycki <i>et al.</i> , 1987).
Études sur les humains	Étude transversale	Une étude auprès de 63 employées de la United States Air Force a établi que celles qui respiraient des concentrations élevées d'hydrocarbures aliphatiques du JP-8 (moyenne = 280 ppb d'hexane à un décane) avaient un taux d'hormones lutéinisantes dans l'urine considérablement réduit ($p = 0,007$). De plus, on a noté une tendance à la baisse des hormones lutéinisantes dans l'urine ($p = 0,1$) et de prégnanediol-3-glucuronide ($p = 0,08$) à la phase moyenne lutéale dans le groupe exposé aux plus fortes concentrations dans l'air respirable (moyenne = 74 ppb) de BTEX (Reutman <i>et al.</i> , 2002).
Études sur les humains	Étude transversale	Un taux de prévalence supérieur des symptômes psychiatriques, un rendement moindre à certains tests psychologiques, et un ralentissement sensorimoteur sont signalés chez 30 travailleurs exposés à des vapeurs de carburateur (moyenne de 300 mg/m ³ , durée d'emploi moyenne de 17 ans) comparativement à un groupe témoin de 30 ou 60 personnes non exposées (Knave <i>et al.</i> , 1978, 1979).
Études sur les humains	Étude de cohorte	Une cohorte de 2 182 militaires suédois exposés au kérosène aviation, au carburateur, au nitrate d'isopropyle (combustible de démarrage) et à l'essence aviation (pour moteurs à pistons) a été suivie pendant 9 à 10 ans. Dans certains lieux de travail, les niveaux d'exposition dépassaient 350 mg/m ³ . Le taux de mortalité s'est avéré significativement inférieur parmi le personnel de la force aérienne (moins de décès dus à des maladies cardiovasculaires) comparativement aux taux nationaux, et on a recensé 25 tumeurs malignes comparativement aux 29 attendues (Selden et Ahlberg, 1987).
Études sur les humains	Étude cas-témoin	Au cours d'un vol, 2 pilotes militaires ont été exposés à des vapeurs de JP-5 dans l'habitacle. Les pilotes ont éprouvé des nausées, de la fatigue, des brûlures aux yeux, une coordination oculo-manuelle altérée, de l'euphorie et des troubles de mémoire (Porter, 1990).

Paramètre	N° CAS/ substance/type d'étude	Doses ou concentrations avec effet ^a /Résultats
Études sur les humains	Étude transversale	Du personnel de l'armée américaine a été évalué eu égard aux effets médicaux et neurocomportementaux de l'exposition professionnelle au JP-8 à des niveaux élevés pendant 4 mois au moins (entretien et nettoyage des réservoirs de carburant), et les résultats ont été comparés à ceux de témoins non exposés. Des troubles de l'audition notables ont été associés à l'exposition professionnelle (Ritchie <i>et al.</i> , 2001a).
Études sur les humains	Étude transversale	Huit mécaniciens d'avion à réaction exposés en continu (moyenne = 25 ans) à des carburéacteurs ont été examinés eu égard aux effets sur leurs fonctions audiolgiques et vestibulo-oculomotrices. Selon les résultats, l'exposition chronique au carburéacteur pourrait entraîner des déficits subtils des fonctions de haut niveau régies par le tronc cérébral (inhibition cérébelleuse, corticale, etc.) (Odkvist <i>et al.</i> , 1987).
Études sur les humains	Étude transversale	Une étude à l'aveugle sur l'inhalation de JP-8 dans un cadre professionnel a été menée auprès du personnel de la Garde nationale. Des niveaux d'exposition inférieurs à 50 mg/m ³ ont entraîné des effets sur le système immunitaire, y compris une augmentation des taux plasmatiques de prostaglandine E ₂ , y compris l'augmentation instantanée des neutrophiles et des éosinophiles, ainsi que la baisse du nombre total de leucocytes dans le sang périphérique (Harris, 2011).

^a DL₅₀, dose létale médiane; CL₅₀, concentration létale médiane; DMENO, dose minimale avec effet nocif observé; CMENO, concentration minimale avec effet nocif observé; DSENO, dose sans effet nocif observé; CSENO, concentration sans effet nocif observé.

^b Densité, $\rho = 0,747 \text{ g/mL}$ (BP, 2000) a été utilisée pour la conversion du volume en mg/kg p.c. :

$(x \text{ mL/kg p.c.} \times \rho)$.

^c Masse moléculaire de 170 g/mol utilisée pour la conversion des ppm en mg/m³ : $(\text{ppm} \times \text{MM}/24,45)$.

^d Masse moléculaire de 180 g/mol utilisée pour la conversion des ppm en mg/m³ : $(\text{ppm} \times \text{MW}/24,45)$.

^e À défaut du poids corporel (p.c.), la valeur de 35 g est utilisée pour les souris C3H (normes de laboratoire de Salem et Katz (2006) utilisées).

^f Densité $\rho = 0,678 \text{ g/mL}$ d'après API, 2003b.

^g La formule $(x \text{ mL/kg p.c.} \times \rho)$ a été utilisée pour la conversion des valeurs en mg/kg p.c.

^h La formule $(x \text{ mg/p.c.})$ a été utilisée pour la conversion des valeurs en mg/kg p.c.

ⁱ Densité $\rho = 0,817 \text{ g/mL}$ utilisée.

^j La formule $(\% \text{ fraction de dilution} \times x \text{ mL} \times \rho/\text{p.c.})$ a été utilisée pour la conversion du volume en mg/kg p.c.